

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Mükoloogia õppetool

Marja-Liisa Kämärä

**Liivikute ja luidete maapinnasamblike mitmekesisuse
varieeruvus sõltuvalt keskkonnateguritest ja häiringutest**

Magistritöö

Juhendajad: teadur Inga Jüriado
teadur Ede Leppik

Tartu 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus.....	3
1.1. Luidete ja liivikute teke, levik ja tähtsus	3
1.2. Maapinnasamblikud luidetel ja liivikutel	7
1.3. Magistritöö eesmärgid	10
2. Materjal ja metoodika	11
2.1. Hallide ja ruskete luidete ning liivikute kasvukohatüüpide iseloomustus.....	11
2.2. Proovialade valik ja paiknemine.....	12
2.3. Välitööd	13
2.4. Samblike määramise metoodika	15
2.5. Andmetöötlus.....	16
3. Tulemused.....	19
3.1. Lihhenobiota iseloomustus	19
3.2. Samblike liigiline koosseis ja seda mõjutavad tegurid	20
3.2.1. Trendivaba vastavusanalüüs (DCA)	20
3.2.2. Osaline trendivaba kanooniline vastavusanalüüs (pDCCA).....	25
3.3. Samblike liigirikkus ja seda mõjutavad tegurid.....	28
3.4. Samblike katvus ja seda mõjutavad tegurid.....	32
4. Arutelu	34
Kokkuvõte.....	40
Summary	42
Tänuavaldused	44
Kasutatud kirjandus	45
LISAD.....	53

1. Sissejuhatus

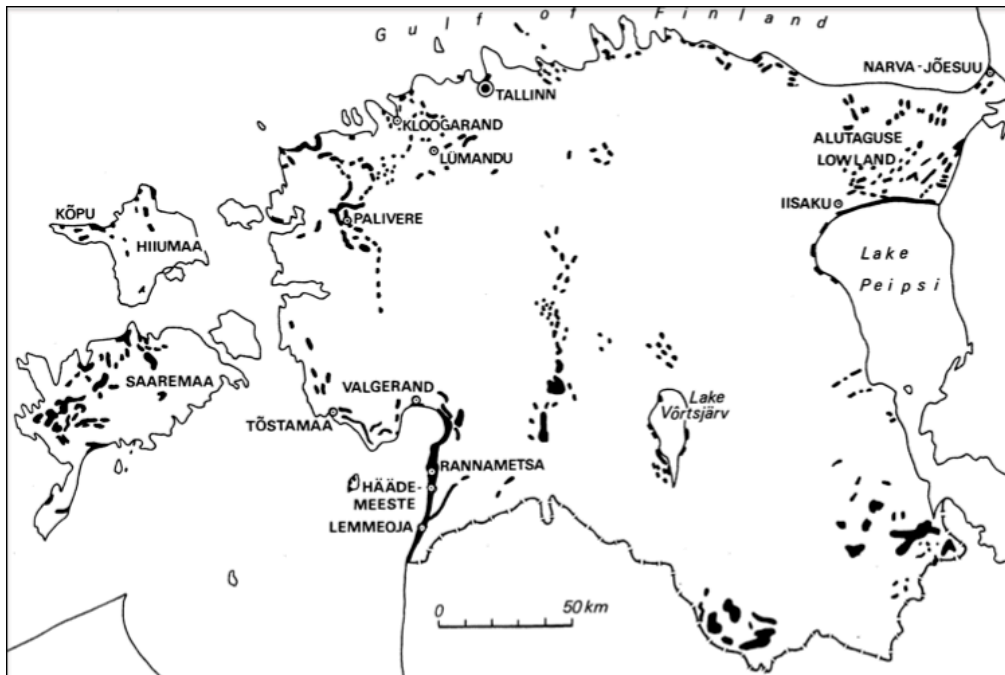
1.1. Luidete ja liivikute teke, levik ja tähtsus

Maismaal tuulte ning mere või ka liustikuvete koosmõjul kujunenud luitemaastikud on unikaalsed ja suhteliselt liigirikkad, kuid väga haprad ökosüsteemid (Ketner-Oostra et al. 2010; Antso et al. 2013). Luited moodustuvad, kui merelainete või mandriliustiku poolt kohale toodud liiva hakkab tuul ümber paigutama. Tuiskliiva teele jäävad takistused pidurdavad selle hoogu, liiv kuhjub ja kujunevad eoolsed ehk tuuletekkelised kuhjelised pinnavormid (Riksen et al. 2006; Ratas et al. 2008, 2011). Liiva pealekande vähenemine või lõppemine annab võimaluse soontaimede ning krüptogaamide kasvuks ja liiva kinnistamiseks (Ratas et al. 2008).

Liivaluitaid võib leida pea kõikjal maailmas: Euroopast, Ameerikast, Austraaliast ning Aasiast ja Aafrikast (Doody 2013; Lucrezi et al. 2014). Euroopas kulgevad luited katkendliku vööna Prantsusmaa rannikult mööda Belgia, Hollandi, Saksamaa, Taani ja Poola rannikut kuni Läänemere põhjaosani välja. Lisaks leiab neid Suurbritannia, Iirimaa ja Norra rannikualadelt. Rannikuluidete leviala katab hinnanguliselt ühe protsendi Euroopa pindalast (Peyrat 2011). Meile arvatavasti tuntuimad ja ka iseloomulikumad rannikuluitad asuvad Leedu läänerannikul (Pae et al. 2010). Suurimad ja ulatuslikumad luiteväljad paiknevad aga Euroopa sisemaal: Saksamaa, Valgevene ja Poola sisealadel (Pae et al. 2010).

Eestis on luitemaastiku pindala ligikaudu 200 ruutkilomeetrit, seega on luidete osakaal maastikus kaduvväike (Ratas et al. 2008). Mandrijääseteid hakkasid ümber paigutama jääsulamisveed, hiljem jääajajärgsete järvede ja merede lainetus. Veetaseme alanedes ja/või maa kerkides jäid liivad tuule meelevalda: jääsulavete settimiskohtadele ning vanadele ja praegustele rannikutele tekkisid luited. Rannikuluitad võib jagada kahte rühma: tänapäevasele rannajoonele lähemal asuvad ja geoloogiliselt nooremad rannikuluitad (edaspidi kasutatakse noortele rannikuluidetele viidates ka väljendit "luited") ja jääajajärgse maakerke tõttu kaugemal sisemaal asuvad vanemad rannikuluitad (sisemaaluitaid nimetatakse ka liivikuteks). Luited on kujunenud Läänemere eri arenguetappidel, enamik neist Limneamere staadiumi jooksul. Suurimad luited pärinevad aga Balti jääpaisjärve, Antsülusjärve ja Litoriinamere arengujärgkudest (Paal 1999; Ratas et al. 2008, 2011; Pae et al. 2010).

Rannikuluited leidub Põhja- ja Lääne-Eesti ning saarte rannikul, üheks silmapaistvamaks ja esinduslikumaks luiteväljaks võib pidada Läänemaal Nõva maastiku-kaitsealal asuvat Keibu luitestikku (Paal 1999, 2007; Ratas et al. 2008; Remke 2009). Eesti tuntumad sisemaaluitid asuvad Pärnumaal Rannametsas, Hiiumaal Kaibaldis ja Põlvamaal Värskas ümbruses (Joonis 1; Ratas & Rivis 2003; Paal 2007; Pae et al. 2010).



Joonis 1. Eoolsete pinnavormide peamine levikuala ja suurimad luitestikud Eestis (Raukas & Teedumäe 1997).

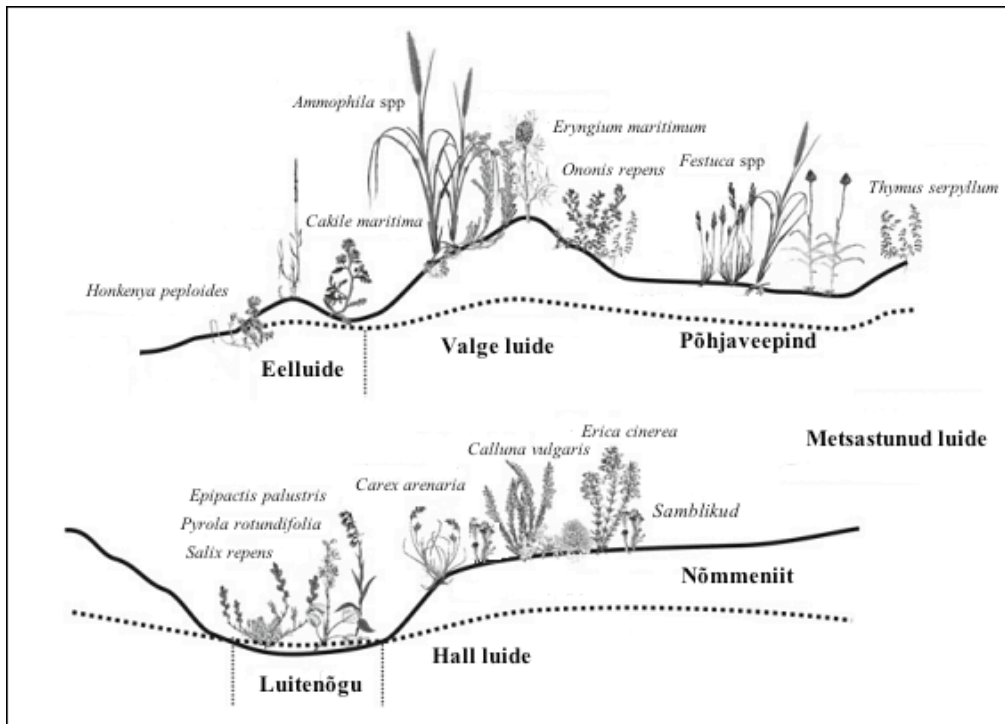
Luitelised maastikud illustreerivad suurepäraselt primaarset suktsessiooni pioneer-kooslusest kliimaskoosluse (Joonis 2). Luidete arengu esimeseks etapiks on eelluite staadium. Kuna tegemist on tuiskliivaaladega, siis on liigirikkus väga väike ja taimed (näiteks liiv-vareskaer *Leymus arenarius*) kasvavad vaid üksikute kogumitena. Sellele järgneb kinnistumata n-ö valge luite staadium, kus liiv on lahtine ning ajuti liikuv, kuid liigirikkus on suurem (nt liiv-vareskaer *Leymus arenarius*, rand-luidekaer *Ammophila arenaria*, rand-seahernes *Lathyrus maritimus*). Järgmiseks etapiks on kinnistunud n-ö halli luite staadium, kus liigirikkus on suurem ja koosluses on soontaimede kõrval rohkelt samblaid ja samblikke (eraldi elupaigatüüpiks rannikul on veel leostunud kinnistunud luited hariliku kukemarjaga *Empetrum nigrum* ehk rusked luited). Seejärel luide metsastub peamiselt männiga *Pinus sylvestris*. Rannikust kaugemal vanadel luitaladel võib leida sekundaarselt inimtegevuse tulemusena kujunenud avatud

sisemaaluiteid ehk liivikuid ja nõmmeniite, viimased võivad kujuneda ka primaarselt (Paal 1999, 2007; Ratas et al. 2011).

Luitestike näol on tegemist dünaamiliste ja väga habraste elupaikadega, mis muutuvad kiiresti nii eelmainitud looduslike protsesside kui ka inimtegevuse mõjul. Viimastel aastakümnetel on inimese surve looduskeskkonnale, eriti rannikualadele üha kasvanud (Ratas et al. 2008, 2011). Luitemaastikke ohustavast otsesest inimtegevusest võib välja tuua taristu- ning elamuehituse (Houston 2008; Ratas et al. 2008), rekreatsioonitegevused (turism, puhkekohad jm) (Houston 2008; Ratas et al. 2008, 2011; Zedda et al. 2010), metsaistutamise (Houston 2008; Ratas et al. 2008) ning liikluskooormuse tõusu ja liiklemise mootorsõidukitega väljaspool teid (Houston 2008; Kindermann & Gormally 2010; Zedda et al. 2010). Luiteelustikule avaldavad negatiivset mõju ka inimtegevusest põhjustatud suurenenud atmosfäärse lämmastiku (N) sissekanne (Remke 2009; Ketner-Oostra et al. 2010; Sparrius 2011) ja võõrliikide levimine looduskooslustesse (Ketner-Oostra et al. 2010). Eestis läbi viidud uurimustes (Ratas & Rivas 2003; Ratas et al. 2008, 2011) tõsteti avatud luitestike tõsisemate ohustajatena esile just metsaistutamine ja rekreatsioon. Samas peetakse puudeta või puude väikese katvusega ning rohhtaimeid kinnistunud luiteid ja liivikuid poollooduslikeks kooslusteks (Remke 2009; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012). Inimmõju puudumisel kasvaksid need alad peamiselt männiga *Pinus sylvestris* kinni, avatud luitestike säilimise eelduseks pikas plaanis on mõõdukas sihtotstarbeline majandamine või häiringud (Ketner-Oostra & Sykora 2000; Lemauiel et al. 2003; Riksen et al. 2006; Ketner-Oostra et al. 2010).

Avatud luitemaastike pindala on vähenemas ja kooslused on ohustatud kõikjal Euroopas ning ka Eestis (Grunewald 2006; Ratas et al. 2008; Ketner-Oostra et al. 2010). Vaatamata sellele, et luitestike säilitamiseks on kõikjal loodud rahvusparke ja kaitsealasid ning tegemist on Euroopa Liidu tähtsusega elupaikadega, on alates 1900. aastast hävinud umbes 25 protsenti Euroopa rannikuluidetest (Peyrat 2011). Eestis esineb kaheksa Euroopa Liidu tähtsusega ranniku- ja sisemaaluide elupaigatüüpi, mille säilitamine nõuab kaitsealade (Natura alade) moodustamist. Kõige laialdasema levikuga elupaigatüübiks on metsastunud lited (2180 – elupaigatüübi kood). Väiksemal pindalal kohtab Eestis eelluiteid, liikuvaid rannikuluiteid rand-luidekaeraga *Ammophila arenaria* ehk valgeid luiteid, rohhtaimeid kinnistunud luiteid ehk halle luiteid, leostunud kinnistunud luiteid hariliku kukemarjaga *Empetrum nigrum* (rused lited) ning

niiskeid luitenõgusid (vastavalt 2110, 2120, 2130, 2140, 2190). Lisaks võib leida kanarbiku *Calluna* ja hariliku kukemarjaga *Empetrum nigrum* kuivi liivanõmmesid ning hõberohu *Corynephorus* ja kasteheina *Agrostis* liikidega avatud luiterohumaid sisemaal ehk liivikuid (vastavalt 2320 ja 2330) (Paal 2007; Ratas et al. 2008, 2011).



Joonis 2. Ranniku luitealade suktsessioonirida (Doody 2013 järgi).

Rohttaimedega kinnistunud hallid luited (2130) ning leostunud kinnistunud luited hariliku kukemarjaga *Empetrum nigrum* (2140) kuuluvad Euroopa Liidus esmatähtsate elupaigatüüpide hulka (Euroopa Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ; Paal 2007). Suurem osa nende elupaikade levilast paikneb liikmesriikide territooriumil ning nende säilimisele ja kaitsmisele peab pöörama kõrgendatud tähelepanu. Mereäärsed kinnistunud luited hariliku kukemarjaga *Empetrum nigrum* (rusked luited), mida nende sarnasuse tõttu kuivade nõmmeniitidega nimetatakse ka kukemarjanõmmedeks, on Eestis levinud Soome lahe saartel (näiteks Mohni, Aksi) ja ranniku lähistel. Need kooslused teeb eriliseks kahe kukemarjaliigi koosinemine: hariliku kukemarija *Empetrum nigrum* kõrval kasvab põhjapoolsema levikuga subarktilise tundra võtmeliik (*keystone species*) põhja-kukemari *Empetrum nigrum* subsp. *hermaphroditum* (Paal 1999, 2007; Väisänen et al. 2013).

Luiteelustik peab toime tulema nii äärmuslikest tingimustest põhjustatud kõrge stressitasemega kui ka sagedaste looduslike (tuul, jää, tallamine loomade poolt jm) ja inimtekkeliste häiringutega (Grunewald 2006; Forey et al. 2008; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012). Luiteliivad on äärmiselt toitainetevaesed, madala pH-ga ning juhivad hästi vett, mis muudab nad aga põuatundlikuks ja kuivaks. Lahtise liiva tõttu (näiteks häiringu tagajärjel tekkinud) esineb aeg-ajalt oht taimestiku mattumiseks liiva alla. Lisaks iseloomustab luiteid ööpäevaste temperatuuride suureamplituudine kõikumine (Grunewald 2006; Forey et al. 2008; Houston 2008; Ratas et al. 2008). Luidetel ja liivikutel kasvab palju just sellistele ekstreemsetele tingimustele spetsialiseerunud soontaimi ning samblaid ja samblikke. Iseloomuliku ning õrna psammofüütidest ehk liivataimedest ja krüptogaamidest koosneva vegetatsiooni kõrval on luitemaastikud elupaigaks ka mitmetele putukaliikidele, lindudele ja ka Euroopa Liidu loodusdirektiivi IV lisasse kantud ning Eestis I kaitsekategooriasse kuuluvale juttself-kärnkonnale *Bufo calamita* (Euroopa Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ; Riigi Teataja I, 44, 313 2004, 15.04.2014; Houston 2008). Seega on tegu kõrge looduskaitse väärtusega kooslusega, kus soontaimede ja sammalde kõrval kasvab maapinnal rohkelt samblikke (Ketner-Oostra et al. 2010, 2012).

1.2. Maapinnasamblikud luidetel ja liivikutel

Luidetel ja liivikutel on maapinnal kasvavad ehk epigeiidsed samblikud tavalised ja võivad kohati isegi taimkattes domineerida. Samblikke ehk lihheniseerunud seeni võib neil aladel olla rohkem kui soontaimi ja sammaltaimi kokku (Riksen et al. 2006; Ketner-Oostra et al. 2012). Kinnistunud luidetele ja liivikutele on karakterseid samblikud porosamblike *Cladonia* perekonnast (pk *Cladonia* kuulub ka endine pk põdrasamblik *Cladina*) (Ketner-Oostra & Sykora 2000; Paal 2007; Houston 2008; Paal et al. 2008). Lisaks on esindatud perekonnad käosamblik *Cetraria*, tinasamblik *Stereocaulon*, kilpsamblik *Peltigera* ning mitmed pisisamblike liigid (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004; Paal 2007; Paal et al. 2008).

Mitmed uurimused kirjeldavad suktsessiooni luidetel just samblikuelustikku silmas pidades (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012). Liikuva liiva koloniseerivad kõigepealt väikeses ulatuses kõrrelised (nt liiv-vareskaer *Leymus arenarius*), rohevetikad ja liiv-karusammal *Polytrichum piliferum*. Liiva pealekannet, mis on eriti oluline ja ulatuslik eelluite, aga ka valge luite staadiumis,

taluvad üksikud samblikud, näiteks pisi-tinasamblik *Stereocaulon condensatum*. Pinnase stabiliseerudes hallidel luidetel tuleb soontaimi ja krüptogaame (peamiselt väiksemaid liike, samblikest sarv-käosamblik *Cetraria aculeata*, hall porosamblik *Cladonia glauca*, tera-porosamblik *C. chlorophaea* jt) juurde, vaba liiva pind aga aina väheneb. Soontaimede katvuse suurenedes muutuvad valgustingimused väikeste samblike ja sammalde jaoks ebasoodsaks ning samblikukoosluses saavutavad ülekaalu suuremad, varjataluvamad ja konkurentsivõimelisemad samblad ja põdrasamblikud (sagris põdrasamblik *Cladonia portentosa*, harilik põdrasamblik *C. rangiferina* jt). Viimaks hakkavad domineerima puittaimed, peamiselt mänd *Pinus sylvestris* (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012).

Taimkatte (soontaimed, samblad, samblikud) arenguga kaasneb mulla omaduste muutumine: suureneb orgaanilise aine sisaldus, samas aga muutub muld happelisemaks. Lisaks suureneb mulla toitainete sisaldus (tõuseb lämmastiku ja fosfori sisaldus, väheneb aga kaltsiumi sisaldus) ning ka veehoidmisvõime ja tekib väike kõdukiht (Ketner-Oostra & Sykora 2000; Grunewald 2006; Ketner-Oostra et al. 2012). Kui samblike katvus ning liigirikkus algselt suktsessiooni käigus suurenevad, siis hiljem, kui hallidel luidetel ja liivikutel hakkavad domineerima kõrgemad soontaimed ning ka puittaimed, hakkab katvus ja liigirikkus langema. Samblike kõrge liigirikkus kinnistunud luidetel ja liivikutel on seega ajaliselt piiratud fenomen (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004; Paal et al. 2008; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012).

Kuigi uurimistöid luidete ja liivikute samblike ökoloogiast on suhteliselt vähe (Daniels et al. 2008), võib kokkuvõtvalt öelda, et samblike koosseisu ja liigirikkust luidetel ja liivikutel mõjutavad looduslikest kasvukohateguritest kõige enam mulla omadused ning soontaimede konkurents (Eldridge & Tozer 1997; Jun & Rozé 2005; Holt et al. 2009; Ketner-Oostra et al. 2012). Eldridge & Tozer (1997) leidsid, et ariidses kliimas sõltus samblike koosseis enim sademete hulgast, mulla pH-st ja kaltsium-karbonaadi sisaldusest mullas. Sademete hulk on põhiline soontaimede katvust määrav tegur, taimed aga mõjutavad oluliselt abiootilist keskkonda: valguse hulka, toitainete kättesaadavust ning varise kogust. Lõpuks mõjutab see kõik epigeiidseid samblaid ja samblikke. Lisaks olid samblikukoosluse jaoks olulised ja määravad soontaimede katvus, erosioon, orgaanilise aine sisaldus ja mulla eluskooriku katvus.

Sarnaselt Eldridge & Tozer (1997) uurimistööga, leidsid ka Holt et al. (2009), et samblikubioota liigilise koosseisu määrasid põhiliselt substraadi pH ning taimkatte

omadused (puude, põõsaste ja sammaltaimede katvus ning vaba mulla pind, ka kivide pind). Mullastiku tegurid, näiteks pH, kaltsiumi, lämmastiku ja orgaanilise aine sisaldus, mängisid olulist rolli samblike koosseisu määramisel ka Jun & Rozé (2005) poolt läbi viidud uurimuses. Ülaltoodud faktorite olulisus selgus ka eespool välja toodud suktsessiooni kirjeldusest.

Uurides Lõuna-Eestis asuva Verhulitsa-Lutepää piirkonna liivikute taimkatet (nii soontaimi, sammaltaimi kui samblikke) leidsid Paal et al. (2008), et olulisteks koosluste struktuuri määravateks teguriteks on puurinde kõrgus ja katvus, lisaks ka varise ohtrus. Liivikute taimkatte kujunemist mõjutavad neid ümbritsevad metsad: need pakuvad kaitset tuuleerosiooni eest, metsast pärit liigid asustavad liivikute äärealasid ja puudelt lisandub liivikutele varist. Liigirikkust määras varise/kulu katvus ja huumus-horisoni paksus, kusjuures liigilise koosseisu ning ka koosluste ja mikrotsönooside mitmekesisus on veidi suurem avatud ja poolavatud kasvukohtades.

Samblikukooslused on nii otsestele mehhaanilistele häiringutele kui ka kaudsele inim mõjule väga tundlikud: neil on madal konkurentsivõime ning kuiva ilma korral muutuvad nad hapraks ja purunevad tallamise mõjul kergesti (Arnesen 1999; Grunewald 2006; Ketner-Oostra et al. 2010). Samas on teada, et kinnistunud luidetel ja liivikutel on liigirikkuse hoidmisel väga olulisel kohal looduslikud või inimtekkelised häiringud, mis tekitavad maapinnale samblike jaoks vaba kasvupinda ja takistavad mändide pealetungi (Ketner-Oostra & Sykora 2000). Järelikult on igasuguste häiringute puhul kriitilise tähtsusega teguriteks just häiringu intensiivsus, ulatus, aastaaeg, ala produktiivsus ja topograafia, kuna need faktorid määravad häiringu mõju elustikule (Liddle & Grieg-Smith 1975a, 1975b; Hesp et al. 2010; Ödman et al. 2012).

Gallet & Rozé (2001) jaotasid tallamise efekti otseseks ja kaudseks. Otsene mõju tuleneb taimede või ka samblike hukkumisest nende murdumise ja purunemise tagajärjel. Kaudsed mõjud elustikule on seotud muutustega mulla omadustes. Põhiline osa mehhaanilisi häiringuid nagu tallamine või mootorsõidukiga sõitmine ning nende mõju käsitlevatest uurimistöödest keskendub luidete ja liivikute soontaimekooslustele (Liddle & Grieg-Smith 1975a, 1975b; Hylgaard & Liddle 1981; Kutiel et al. 1999; Hesp et al. 2010). Üldiselt on leitud, et mehhaaniline häiring vähendab soontaimede liigirikkust, katvust, biomassi ning kõrgust ja muudab liigilist koosseisu (Liddle & Grieg-Smith 1975b; Hylgaard & Liddle 1981; Kutiel et al. 1999; Hesp et al. 2010). Tallamine suurendab mulla tihedust ja veesisaldust, kuid vähendab vee läbilaskmisvõimet,

orgaanilise aine sisaldust ja pH-d (Liddle & Grieg-Smith 1975a; Kutiel et al. 1999; Ödman et al. 2012), lisaks väheneb pinna stabiilsus ning väheneb tuule kiirus, mis on vajalik osakeste eemaldamiseks pinnaselt (Belnap et al. 2007). Samas aga leidsid Lemauiel et al. (2003), et kinnistunud luidetel võib liigirikkus nõrga häiringu mõjul ka suurenedä.

Inimese purustava tegevuse mõju samblikukooslustele vaatleb vähe autoreid (Andersen 1995; Arnesen 1999; Lemauiel et al. 2003; Zedda et al. 2010). Nendes uurimustes on leitud, et tallamise ning muude häiringute (ehitamine, sõitmine) tulemusena samblike katvus ja liikide arv koosluses väheneb (Arnesen 1999; Zedda et al. 2010). Zedda et al. (2010) tööst selgub ka, et mõju samblike katvusele oli negatiivsem kui sammalde katvusele ning kokkuvõttes vähenes ka samblike liigirikkus.

1.3. Magistritöö eesmärgid

Samblikubioota kõrge liigirikkuse ja katvusega kinnistunud luite- ja liivikukoosluste kaitsmiseks ja säilitamiseks on väga oluline hästi mõista neid asustavate liikide ökoloogiat. Kui soontaimede mitmekesisust mõjutavaid tegureid (ka häiringuid) luidetel ja liivikutel on põhjalikult uuritud, siis samblikele keskendub palju vähem töid. Eestis ei ole varasemalt kinnistunud luidetel ja liivikutel kasvavaid maapinnasamblike ja neid mõjutavaid tegureid süstemaatiliselt uuritud. Riikliku keskkonnaseire raames on seiratud n-ö kukemarjanõmmesid ning registreeritud ka seal kasvavad epigeiidsed samblikud (Truus et al. 1998, 2002; Truus 2003). Lisaks on koostatud samblike liiginimekirjasid ning hinnatud nende seisundit kaitsealadel läbi viidud inventuuride käigus, näiteks Hiiumaal Pihla-Kaibaldis (Marmor & Leppik 2012a) ning Tahkunas (Marmor & Leppik 2012b), Lahemaal (Jüriado & Suija 2008), ja Saaremaal Odalätsis (Suija et al. 2010). Samblike on käsitletud ka mõnedes taimkatte uurimustes (Paal et al. 2008). Sellest lähtuvalt on käesoleva magistritöö eesmärkideks:

1. anda ülevaade Eesti kinnistunud hallide ja ruskete luidete ning liivikute lihhenobiootast;
2. analüüsida, millised keskkonnategurid mõjutavad kinnistunud hallide ja ruskete luidete ning liivikute maapinnasamblike liigilist koosseisu, liigirikkust ja katvust;
3. võrrelda samblikukooslusi häiritud ja häirimata luidetel ja liivikutel.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Hallide ja ruskete luidete ning liivikute kasvukohatüüpide iseloomustus

Eesti taimekoosluste klassifikatsiooniskeemi järgi kuuluvad liivikud ning luited kuivade ja parasniiskete asukohtade taimkonna rühma. Täpsemalt luidete, liivikute ja kaljude taimekoosluste seeriasse, mandri ja ranniku (mittesoolakuliste) luidete ja liivikute taimkatte assotsiatsioonide rühma (Laasimer 1965). Paali (1999) käsitluse järgi kuuluvad luited ning liivikud luite- ja liivikutaimkonda, täpsemalt luidete ja liivikute taimestu klassi. Klassi piires eristatakse luidete tüübirühm (rannikul asuvad luited) ning liivikute ehk sisemaaluidete tüübirühm. Luidete tüübirühma kuuluvad järgmised kasvukohatüübid: valged rannikuluited, hallid rannikuluited ja rusked rannikuluited. Liivikute taimestu tüübirühma kuulub liivikute kasvukohatüüp.

Hallideks luideteks nimetatakse kinnistunud liivaga luiteid rannikualadel, mida katab enam-vähem liitunud sammalde ja samblike rohke püsielustik (Paal 1999, 2007; Ketner-Oostra & Sykora 2000; Houston 2008). Muldadest on tüüpilised primitiivsed või õhukesed leedemullad. Puurinne hallidel luidetel puudub, kuid võib kasvada üksikuid mände *Pinus sylvestris*. Põõsarindest võib leida erinevaid paju liike *Salix* spp, kibuvitsa liike *Rosa* spp ja kadakaid *Juniperus communis*. Rohurindes esineb nii graminoide (kõrrelised nagu rand-luidekaer *Ammophila arenaria*, punane aruhein *Festuca rubra*, liiv-aruhein *Festuca polesica* ning lõikheinaline liivtarn *Carex arenaria*) kui ka rohundeid (nõmmnelk *Dianthus arenarius*, sininukk *Jasione montana*, hobumadar *Galium verum* jt) (Paal 1999, 2007; Ketner-Oostra & Sykora 2000).

Soontaimelaikude vahel katab maad suuremas või väiksemas ulatuses mitmekesine krüptogaamide elustik. Sammaldest kasvab luidetel näiteks liivhärmik *Racomitrium canescens*, palu-karusammal *Polytrichum juniperium*, liiv-karusammal *P. piliferum* ja harilik kaksikhammas *Dicranum scoparium* (Paal 1999, 2007; Ketner-Oostra & Sykora 2000).

Paal (1999) eristab esimesena peamiselt Soome lahe saartel (käesolevas töös Mohnil) ja ranniku lähistel esinevad n-õ rusked luited. Sarnaselt hallidele luidetele on tegemist kinnistunud rannikuluidetega, kus terviklik puu- ja põõsarinne puudub. Kohati võib kasvada üksikuid mände *Pinus sylvestris* ja kadakaid *Juniperus communis*. Rusketele luidetele on karakterseks hariliku kukemarja *Empetrum nigrum* ja põhja-

kukemarja *Empetrum nigrum* subsp. *hermaphroditum* kooselinemine, maapinnal domineerivad erinevad samblikud ja samblad. Sammaldest kasvab rusketel luidetel näiteks palusammal *Pleurozium schreberi* ja nõmme-kaksikhammas *Dicranum spurium*. Muldadest leidub primitiivseid leetunud liivmuldi või õhukesi leedemuldi (Paal 1999, 2007).

Liivikuteks nimetatakse avatud, kohati lahtise liivaga luiterohumaid sisemaal (võivad olla nii eoolsed kui ka liustikujõetekkkelised) (Paal 2007). Sageli on liiviku-kooslused inimtekkelised: looduslikult kasvaks neil aladel mets ja antropogeense mõju lakates kasvavad liivikud kinni. Kuid intensiivne tallamine, metsapõlengud ja raied on need alad avatuna hoidnud (Riksen et al. 2006; Paal et al. 2008; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012). Liivikutele on iseloomulikud õhukesed kuni keskmise sügavusega leedemullad (Paal 1999).

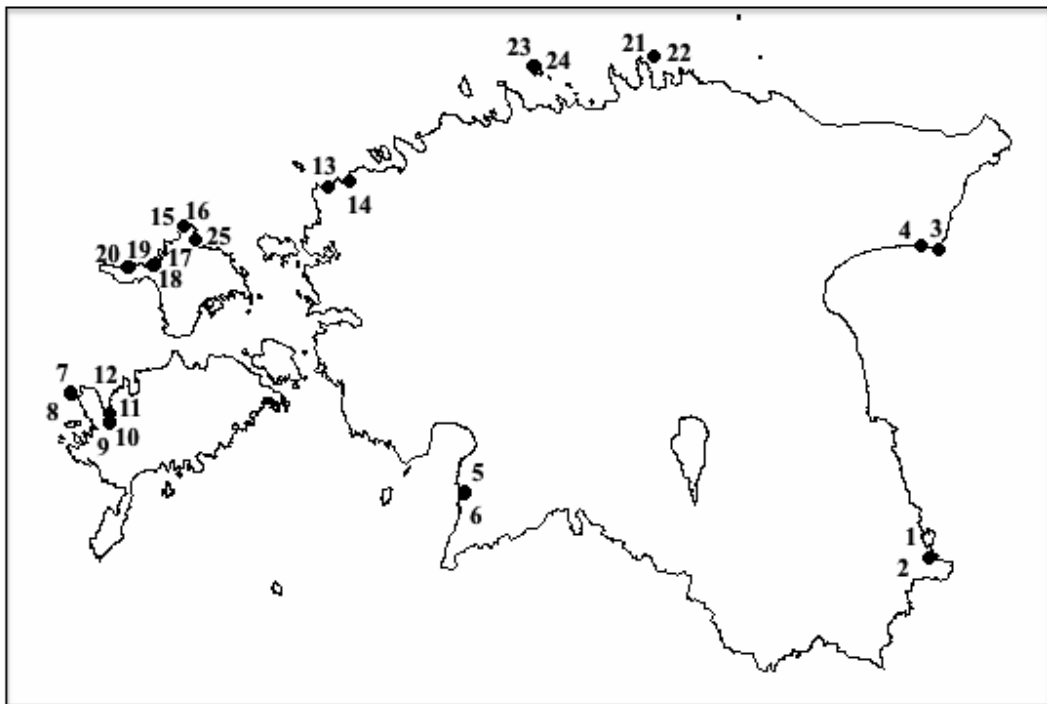
Kuigi liivikute ja hallide luidete soontaimekoosluste struktuuris on teatud sarnasusi, võib neid võrreldes siiski näha selget eripära. (Paal 1999, 2007; Riksen et al. 2006; Paal et al. 2008). Eestis on tüüpilisemateks taimedeks liiv-aruhein *Festuca polesica*, vesihaljas haguhein *Koeleria glauca*, liivtarn *Carex arenaria* ja liivkoeratubakas *Crepis tectorum* (Paal 1999), kooslusest puuduvad aga mitmed luidetele iseloomulikud liigid, näiteks sininukk *Jasione montana*. Puurindes võib kasvada üksikuid mände, põõsa-puhmarindes kadakaid *Juniperus communis* ja kanarbikku *Calluna vulgaris* (Paal 1999; Riksen et al. 2006; Ketner-Oostra et al. 2012). Sammaltaimedest on liivikutele kõige iseloomulikumad liiv-karusammal *Polytrichum piliferum*, liivhärmik *Racomitrium canescens* ja harilik punaharjak *Ceratodon purpureus* (Paal 1999; Paal et al. 2008; Ketner-Oostra et al. 2012).

2.2. Proovialade valik ja paiknemine

Proovialade valiku eesmärgiks oli välja selekteerida uurimistöö läbiviimiseks sobivad häirimata ja inimeste poolt häiritud kinnistunud luided ja liivikud. Kõigepealt tehti kindlaks luite- ja liivikukoosluste levikuala Eestis. Selleks uuriti vastavat kirjandust (Paal 1999, 2007; Arold 2005; Ratas et al. 2008, 2011) ja kasutades eSamba (eSamba 10.04.2013) ja PlutoF-i (PlutoF 15.04.2013) andmebaase selgitati välja luided ja liivikud, kust on varem maapinnasamblikke kogutud. Alade täpsemal valikul kasutati Maa-ameti kaardiserverit (Maa-amet 14.05.2013). Ühes liiviku- või luiteuurimispiirkonnas valiti kaks prooviala: üks häiritud ja teine häirimata. Valikul lähtuti koha

avatusest (puude katvus alal kuni 15%) ning servaeefekti vältimiseks oli proovialade ääre minimaalne kaugus metsaservast kümme meetrit. Häiritud alad valiti subjektiivselt, vaadates esmalt ortofotosid (nähtavad jalg- ja sõidurajad, ligipääsetavus) ning seejärel hinnates kohapeal inimtegevuse jälgi.

Kokku uuriti käesolevas töös 13 luite- ja liivikupiirkonda, millest neli paiknesid Hiiumaal ja kolm Saaremaal, kaks Harjumaal ning üks Läänemaal, Pärnumaal, Ida-Virumaal ja Põlvamaal (Joonis 3, Lisa 1). Proovialasid oli kokku 25, neist 13 olid häirimata ja 12 häiritud alad. Põhja-Eesti väikesaartel uuriti neli prooviaala, sisemaal kuus ja rannikul 15. Hiiumaal Tõrvaninas ei õnnestunud avatud häiritud luitekooslust leida ning seetõttu uuriti seal ainult häirimata kooslust. Eelvalikus oli ka Lahemaa mandripiirkonnas, Saaremaal Järvel, Hiiumaa keskosas ja mujal asuvaid luiteid ja liivikuid, kuid kohapeal ei õnnestunud kriteeriumitele vastavaid (piisavalt suuri ja avatud) proovialasid leida.



Joonis 3. Proovialade (N=25) paiknemine Eestis. Proovialade nimed ja koordinaadid on esitatud lisas 1.

2.3. Välitööd

Välitööd viidi läbi 2013. aastal maist oktoobrini. Välitööde meetodika järgib üldjoontes Leppik et al. (2013) esitatut. Keskkonnaparametreid ja lihhenobiootat kirjeldati 0,1

hektari suurustel riskükükukujulistel (serva pikkused 20 ja 50 meetrit) proovialadel. Ala servad märgistati silmatorkavate lintidega. Lisaks kaartidelt (Maa-amet 14.05.2013) registreeritud andmetele (ala kaugus merest, ala keskpunkti kaugus metsaservast) hinnati proovialal tervikuna järgmiseid parameetreid: maastiku ilme (tasane, laineline, kaldu), alal kasvavate puude liigiline koosseis, puude katvus, puude keskmine kõrgus, ala ümbritsetus puudega (mitmest küljest) ja ümbritsevate puude keskmine kõrgus. Peale selle kirjeldati alal esinevad jäljed inimtegevusest (jäljed ja rajad tallamisest ning mootorsõidukiga sõitmisest, puude langetamisest, lõkkekohtadest jms) ja selle ulatusest, samuti pandi kirja looduslikud häiringud (metsloomade tegevusjäljed, sipelgate rajad, rüsi jää kahjustused jms).

Järgmise sammuna asetati proovialale juhuslikult kümme prooviruutu küljepikkusega 20 sentimeetrit. Häiringuid hinnati täpsemalt 20 x 20 cm suuruse prooviruudu ümber asuvas ruudus küljepikkusega üks meeter. Igas 1 x 1 m ruudus fikseeriti nähtavate maapinna kahjustuste ja tallamise puudumine/olemasolu (mõlemad parameetrid skaalas 0/1) ning epigeiidsete samblike seisund (lamandunud, katkiste, närbunud samblike puudumine/olemasolu). 1 x 1 meetri suuruses ruudus märgiti ka puude või põõsaste esinemine.

Igas 20 x 20 cm suuruses prooviruudus kirjeldati koha mikroreljeefi (kühm, lohk, tasapind, kaldu) ja hinnati soontaimede, sammalde, varise ja vaba liivapinna katvust, sammalde keskmist kõrgust, samblike üldkatvust ning kõdukihi olemasolu. Igal proovialal koguti viiest prooviruudust materjali mullaanalüüsideks. Viiest prooviruudust võetud proovid segati kokku ning kõigi 25 proovi analüüsid teostati Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laboratooriumis. Mullaproovidest määrati mineraaltoitainete (K – kaalium, Ca – kaltsium, N – lämmastik, P – fosfor ja Mg – magneesium) ja orgaanilise aine sisaldus ning pH (KCl).

Kõigis 20 x 20 cm suurustes prooviruutudes määrati mullal, samblal ja taimejäänustel kasvavad samblikuliigid ning kõigi samblikuliikide sagedusklass (1 – kuni 1%; 2 – 1-3%; 3 – kuni 10%; 4 – 10-25%; 5 – kuni 50%; 6 – 50-75%; 7 – kuni 100%). Hilisemate analüüside tarbeks leiti iga liigi sagedus proovialal tervikuna, loendades kokku, mitmes prooviruudus liik esines (väärtused 0-10). Kõige viimase sammuna registreeriti 40 minuti jooksul proovialalt samblikuliigid, mida ruutudes ei esinenud. Nende liikide sageduseks märgiti andmeanalüüsides 0,2 (Leppik et al. 2013). Prooviala samblike üldnimetiri koostati seega prooviruutudest ja hiljem alalt lisaks leitud

samblikuliikide nimekirjade põhjal. Samblikud, mida välitingimustes määrata ei olnud võimalik, koguti kaasa hilisemaks määramiseks stereo- või valgusmikroskoobi abil ning sekundaarsete samblikuainete sisalduse (värvustestid, UV-kiirgus, TLC) alusel.

2.4. Samblike määramise metoodika

Välitööde käigus kaasa kogutud samblikueksemplaride määramiseks kasutati stereomikroskoopi ning valgusmikroskoopi. Pisisamblike määramiseks vajalikud lõigud preparaatide jaoks tehti žiletiga viljakehast või tallusest, kasutades kraanivett, vajadusel voolutati kaaliumhüdroksiidi (KOH) vesilahusega. Valmistatud preparaate vaadeldi seejärel valgusmikroskoobis. Vajadusel mõõdeti anatoomilisi struktuure, kasutades mõõtokulaari.

Samblike määramiseks sekundaarsete samblikuainete sisalduse alusel kasutati värvusteste, ultraviolettkiirgust ning õhukese kihi kromatograafiat (TLC – *thin layer chromatography*). Värvusreaktsioonid samblikutalluse koorkihil, südamikukihil või preparaatidel viidi läbi, kasutades järgmisi keemilisi reaktiive: 10–35% kaaliumhüdroksiidi [KOH] vesilahus (K), kaltsiumhüpokloriti [$\text{Ca}(\text{ClO})_2$] küllastatud vesilahus (C), K ja C järjestikune tilgutamine samale kohale ning parafenüleendiamiini [$\text{C}_6\text{H}_4(\text{NH}_2)_2$] umbes 5% piirituselahus (Pd). Talluse fluorestsentsi sekundaarsete samblikuainete tuvastamiseks jälgiti UV-kiirguses lainepikkusel 366 nanomeetrit (nm).

Sekundaarsete samblikuainete täpsem määramine viidi läbi õhukese kihi kromatograafia (TLC) meetodil (Culberson & Kristinsson 1970; Culberson 1972). Samblikutalluse tükke leotati atsetoonis ja saadud lahused kanti klaaskapillaaridega TLC plaatidele. Plaadid asetati voolutisse A (tolueeni, dioksaani ja äädikhappe segu vahekorras 180:60:8). Voolutamise lõppedes TLC plaadid kuivatati ja neid vaadeldi ning pildistati UV-lambi all lainepikkuste 254 nm ja 366 nm juures. Seejärel plaadid ilmutati, kastes neid umbes 10% väävelhappelahusesse ja kuumutades ligikaudu 110°C juures. Ka ilmutatud plaate vaadeldi ja pildistati 366 nm lainepikkusega UV-kiirguses. Sekundaarsed samblikuained määrati tekkinud laikude tõusukõrguse (R_f), laigu värvuse, kuju ja UV-kiirguses fluorestseerumise põhjal.

Samblikuliikide identifitseerimisel kasutati võrdlusmaterjalina Tartu Ülikooli lihhenoloogilise herbaariumi eksemplare ning järgmisi kirjalikke allikaid: Ahti et al. (2007, 2013), Randlane & Saag (2004), Smith et al. (2009), Thomson (1984), Trass &

Randlane (1994). Samblike nomenklatuur järgib Ahti et al. (2013), Randlane et al. (2013, 05.05.2014) ja Smith et al. (2009) esitatut. Välitööde käigus kogutud huvipakkuvamate ja haruldaste liikide eksemplarid säilitatakse Tartu Ülikooli lihhenoloogilises kogus (TU).

Kaitsealused samblikud on esitatud Riigi Teataja I, 44, 313 (2004, 15.04.2014) ja Riigi Teataja I, 69, 1134 (2004, 15.04.2014) järgi. Samblike sagedusklassid vastavalt nende leiukohtade arvule Eestis on esitatud Randlane & Saag (1999) ja eElurikkuse andmebaasi (eElurikkus 05.05.2014) ning punase nimestiku samblikud Randlane et al. (2008) järgi.

Morfoloogilise sarnasuse tõttu käsitletakse käesolevas töös liike liibuv porosamblik *Cladonia pocillum* ja peeker-porosamblik *C. pyxidata* koos ühe liigina peeker-porosamblik *C. pyxidata* (Ahti et al. 2013). Seda toetavad ka hiljutised geneetilised uuringud (Kotelko & Piercey-Normore 2010). Kõiki taksoneid käsitletakse edaspidi samblikuliikidena.

2.5. Andmetöötlus

Andmetöötluse esimese etapina koostati programmpaketis Microsoft Office Excel 2007 (Microsoft Corporation 2007) liikide ja keskkonnatunnuste maatriks proovialade kohta (N=25). Välitöödel registreeritud uurimisalade keskpunkti koordinaatide esitamiseks Eesti aluskaardil kasutati programmpaketti MapInfo Professional 10.0.1 (MapInfo Corporation 2009). Andmetöötlusprogrammiga Statistica 7.0 (StatSoft, Inc. 2013, 20.03.2014) testiti uuritavate tunnuste vastavust normaaljaotusele. Normaaljaotusele mittevastavad tunnused transformeeriti, et muuta jaotused normaaljaotusele sarnasemaks. Ala kaugus merest, ala kaugus metsa servast, sammalde kõrgus ning N, P, K, Ca, Mg ja orgaanilise aine sisaldus ning liikide arv logaritmiti. Varise katvus, sammalde katvus ja vaba liiva katvus ruutjuur-transformeeriti. Andmetöötluse tulemuste esitamisel joonistel muudeti teisendatud väärtused tagasi algsesse mõõtskaalasse. Andmeanalüüsides kasutatud keskkonnatunnused on esitatud lisas 2.

Andmete analüüsimisel kasutati trendivaba vastavusanalüüsi, indikaatorliikide analüüsi ja mitmese reaktsiooni permutatsiooni protseduuri programmpaketis Pc-Ord 6.0 (McCune & Mefford 1999) ning osalist trendivaba kanoonilist vastavusanalüüsi programmpaketis Canoco for Windows 4.5 (Ter Braak & Šmilauer 2002).

Programmipaketis Statistica 7.0 koostati üldised regressioonimudelid (StatSoft, Inc. 2013, 20.03.2014).

Trendivaba vastavusanalüüsi (DCA – *Detrended Correspondence Analysis*) kasutati proovialade samblike liigilise koosseisu varieeruvuse kirjeldamiseks. Vähendamaks harvaesinevate liikide mõju tulemile, eemaldati analüüsist alla kolmel korral esinenud liigid. Pärast erindite eemaldamist kaasati analüüsi 59 liiki. Koosseisu analüüsimisel kasutati unimodaalseid meetodeid, kuna DCA esimese ordinatsioonitelje gradiendi pikkus oli 3,5. Ordinatsioonitelgedele arvutati determinatsioonikordajad (r^2), mis näitavad telgedega kirjeldatava varieeruvuse hulka. Lisaks leiti keskkonnaparameetrite ja ordinatsioonitelgede vaheliste seoste suunda ning tugevust kirjeldavate Pearsoni korrelatsioonikordajate (r) väärtused (McCune & Mefford 1999; McCune & Grace 2002). 20 x 20 cm ja 1 x 1 meetri suuruse prooviruudu tasemel mõõdetud keskkonnatunnused keskmistati (kõik katvused ja sammalde kõrgus) või summeeriti (häiringuparameetrid ja kõdukihi olemasolu). Häiringu tugevus kirjeldati järgmiste parameetrite kaudu: maapinna kahjustuse olemasolu, tallamise jäljed ja katkiste samblikutalluste leidumine (Lisa 2).

Geograafilise asendi (Põhja-Eesti väikesaared, sisemaa- ja rannikualad) ja häiringurežiimi (häiritud ja häirimata) alusel eristatud proovialade gruppide vahelisi erinevusi samblike liigilises koosseisus testiti mitmese reaktsiooni permutatsiooniprotseduuriga (MRPP – *Multi Response Permutation Procedure*) (McCune & Grace 2002), kasutades eukleidilist distantssi (*Euclidean*). Erinevatele gruppidele karaktersete liikide leidmiseks rakendati indikaatorliikide analüüsi (ISA – *Indicator Species Analysis*; Dufrene ja Legendre meetod) (McCune & Grace 2002). Igale taksonile arvutati indikatsiooniline väärtus, mille olulisust hinnati Monte Carlo testiga (permutatsioonide arv 4999).

Proovialade samblike liigilise koosseisu ja keskkonnaparameetrite vaheliste seoste analüüsimiseks kasutati kõigepealt kanoonilist vastavusanalüüsi (CCA – *Canonical Correspondence Analysis*). Tunnuste valikul kasutati sammsammulist meetodit, kus keskkonnaparameetrite olulisust liigilise koosseisu varieeruvuse kirjeldamisel testiti ja lisati analüüsi ükshaaval, kuni jääkvariatsiooni seletamisel enam ükski keskkonnaparameeter oluliseks ei osutunud (*forward selection*). Samas ilmnes ordinatsioonidiagrammilt nn kaare efekt (Ter Braak & Šmilauer 2002), mille kõrvaldamiseks kasutati trendivaba analüüsi (DCCA). Kuna samblikukoosluste

varieeruvust mõjutas tugevalt ala geograafiline asukoht, siis meid huvitavate ülejäänud keskkonnatunnuste mõju näitamiseks rakendati “*partial*” ehk osalist meetodit, kus tunnuseid “põhjalaius” ja “idapikkus” kasutati kovariaablitenä (pDCCA – *partial Detrended Canonical Correspondence Analysis*) (Ter Braak & Šmilauer 2002). Kovariaablite kasutamine võimaldab vastava tunnuse mõju kõrvaldamist ordinatsiooni-tulemustest. Analüüsi kaasati 59 liiki: alla kolmel korral esinenud liigid eemaldati liiginimekirjast. Keskkonnateguritena kaasati analüüsi lisaks koordinaatidele ala ümbritsetus puudega, keskmine soontaimede, varise, sambla ja vaba liiva katvus alal, kõdukihi olemasolu, mulla pH, N ja Ca sisaldus, häiringu tugevus (Lisa 2).

Osalise trendivaba kanoonilise vastavusanalüüsi (pDCCA) ordinatsiooni-telgedele leiti omaväärtused. Lisaks arvutati keskkonnaparametrite ja ordinatsiooni-telgede vahelist seost kirjeldavad kanoonilised koefitsiendid, nende t-väärtused ja lineaarsed korrelatsioonikordajad. Monte Carlo testiga (permutatsioonide arv 499) hinnati ordinatsioonitelgede ja liikide vaheliste seoste statistilist olulisust (Ter Braak & Šmilauer 2002).

Samblike liigirikkust ja katvust mõjutavate tegurite leidmiseks kasutati üldiseid regressioonimudeleid (GRM – *General Regression Models*). Selleks rakendati sammregressiooni (*backward stepwise*) ja seejärel leiti parim liigirikkuse ja katvuse muutuseid seletav keskkonnaparametrite komplekt. Liigirikkuse mudelis kasutati algsisendina järgmiseid parameetreid: geograafiline asend ja häiringu olemasolu (kategoorilised), ala ümbritsetus puudega, maapinna kahjustus, keskmine soontaimede, varise, sammalde ning vaba liiva katvus, kõdukihi olemasolu ja mulla pH (Lisa 2). Lisaks kaasati veel järgmised koosmõjud: häiringu koosmõju soontaimede katvuse, varise katvuse, sammalde katvuse ja vaba liiva katvusega. Analüüsi järgselt viidi läbi Fisher’i LSD (*Least Significant Difference*) test, et võrrelda keskmist liigirikkust erinevate geograafiliste piirkondade ja häiringugruppide vahel. Samblike katvuse mudelis kasutati algsisendina järgmiseid parameetreid: geograafiline asend ja häiringu olemasolu (kategoorilised), ala ümbritsetus puudega, maapinna kahjustus, soontaimede katvus, kõdukihi olemasolu, sammalde katvus, vaba liiva katvus ja mulla pH (Lisa 2).

Proovialade eelvalik viidi läbi käesoleva töö autori ning Inga Jüriado ja Ede Leppiku poolt. Välitööd teostas töö autor Inga Jüriado ja Ede Leppiku juhendamisel. Samblikud identifitseeris käesoleva töö autor Ede Leppiku, Inga Jüriado jt juhendamisel. Andmetöötluse viis läbi töö autor koos Inga Jüriadoga.

3. Tulemused

3.1. Lihhenobioota iseloomustus

Kokku leiti käesolevas uurimuses 25 proovialalt 67 lihheniseerunud seene ehk samblikutaksonit, sh 63 liiki ja neli alamliiki (Lisa 3). Edaspidi käsitletakse kõiki neid taksoneid samblikuliikidena. Häirimata aladelt (N=13, Lisa 4) registreeriti kokku 66 liiki ja häiritud aladelt (N=12, Lisa 4) 56 samblikuliiki. Enamik liike esines nii häiritud kui ka häirimata aladel. Liivikutelt ehk sisemaaluidetelt (N=6) leiti kokku 52 liiki, rannikuluidetelt (N=15) 62 liiki ja Põhja-Eesti väikesaartelt (N=4) 32 liiki.

Kaitsealuseid samblikke leiti kokku kaks: teise kaitsekategooriasse kuuluv kahvatu seensamblik *Baeomyces carneus* ning kolmandasse kaitsekategooriasse kuuluv pisi-tinasamblik *Stereocaulon condensatum*. Mõlemaid liike leiti nii häirimata kui ka häiritud proovialadelt. Haruldasi liike (Eestis kuni kümme leiukohta) registreeriti kokku 10, neist väga haruldasi (1–2 leiukohta) üks, haruldasi (3–5 leiukohta) viis ja üsna haruldasi (6–10 leiukohta) neli. Eesti punase nimestiku ohukategooriatesse (äärmiselt ohustatud, ohustatud ja ohualtid) kuuluvaid liike leiti kokku seitse: neli ohustatud ja kolm ohualdist liiki (Lisa 3).

Proovialadel esines kõige sagedamini mahe põdrasamblik *Cladonia mitis* (24 alal), sageduselt järgmised olid mustjas puidusamblik *Placynthiella uliginosa* (23 alal), *Cladonia pyxidata* (22 alal) ja harilik põdrasamblik *Cladonia rangiferina* (22 alal). Kõige harvem, vaid ühel proovialal esinesid: püstjas tardsamblik *Leptogium pulvinatum*, sambla-urnsamblik *Diploschistes muscorum*, harilik roosasamblik *Dibaes baeomyces*, tuhk-porosamblik *Cladonia ochrochlora*, pisi-porosamblik *C. incrassata*, Gray porosamblik *C. grayi* ja sarv-porosamblik *C. cornuta* subsp. *groenlandica* (Lisa 3). Maapinnalt leiti kasvamas ka kaks tavaliselt epifüütset liiki: vagu-lapiksamblik *Parmelia sulcata* ja harilik hallsamblik *Hypogymnia physodes*. (Lisa 3).

3.2. Samblike liigiline koosseis ja seda mõjutavad tegurid

3.2.1. Trendivaba vastavusanalüüs (DCA)

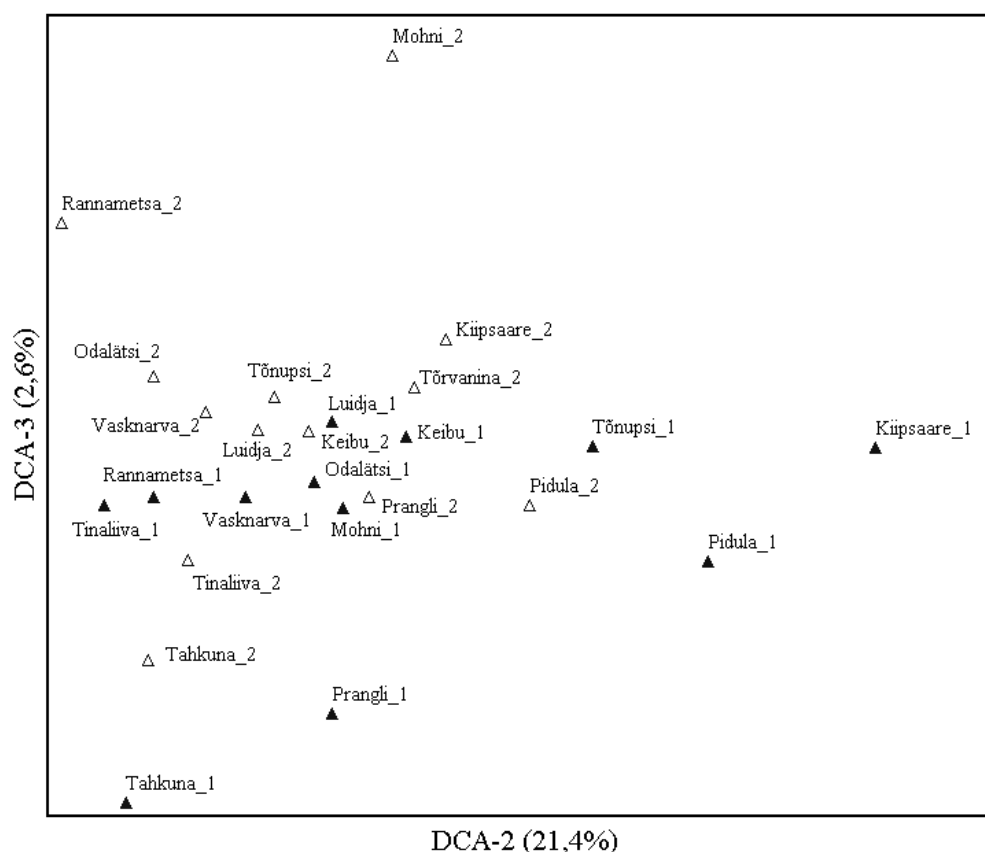
Trendivaba vastavusanalüüsi (DCA) esimese ja teise telje determinatsioonikoeffitsiendi (r^2) väärtused olid vastavalt 0,47 ja 0,21. Kokku kirjeldavad esimesed kaks ordinatsioonitelge 68,4 protsenti andmete varieeruvusest. Kolmas telg kirjeldab 2,6 protsenti varieeruvusest.

Uuritud proovialad paiknevad ordinatsioonidiagrammil suhteliselt hajusalt. Samblike koosseisu alusel võib aga eristada grupeerumist geograafilise piirkonna järgi. Lahknemine ei ole väga selge, kuid Põhja-Eesti väikesaared koonduvad siiski ordinatsioonidiagrammi vasakusse äärde keskele, sisemaaluitud paigutuvad alumisse äärde keskele ja rannikuluidet asetsevad hajusamalt põhiliselt diagrammi paremas ääres ja üleval (Joonis 4). Mitmese reaktsiooni permutatsiooni protseduuri (MRPP) alusel võib öelda, et samblikukoosluste liigiline koosseis erines oluliselt eelnimetatud geograafiliste piirkondade vahel ($A=0,076$; $p<0,001$). Indikaatorliikide analüüs näitas, et Põhja-Eesti väikesaartelt võis oluliselt sagedamini leida järgmiseid liike: hirveporosamblik *Cladonia cervicornis*, kähar porosamblik *C. crispata*, valgetäppporosamblik *C. phyllophora*, korrus-porosamblik *C. verticillata* ja nõmm-tinasamblik *Stereocaulon paschale*. Rannikuluidetele on karaktersemad tera-porosamblik *Cladonia chlorophaea*, vagu-lapiksamblik *Parmelia sulcata* ja koer-kilpsamblik *Peltigera canina*, sisemaa liivikutele aga sale porosamblik *Cladonia gracilis* subsp. *gracilis* ja määrdunud porosamblik *C. novochlorophaea*.



Joonis 4. Proovialade trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm (teljed 1 ja 2). Proovialad on grupeeritud geograafilise piirkonna (▽ – Põhja-Eesti väikesaared, △ – sisemaa, ▲ – rannik) alusel. Proovialade nimes tähistab 1 häiritud ja 2 häirimata ala.

Häirimata ja häiritud luite- ja liivikualad asetsevad esimese ja teise telje ordinatsioonidiagrammil läbisegi (Joonis 4). Teise ja kolmanda telje ordinatsioonidiagrammil võib näha, et kuigi selget grupeerumist häiringu alusel ei esine, koonduvad enamik häiritud alasid siiski ordinatsioonidiagrammi alumisse piirkonda, häirimata alad paiknevad aga rohkem ordinatsioonidiagrammi ülemises osas (Joonis 5). Siiski MRPP testi alusel ilmnes, et samblike koosseis ei erinenud statistiliselt oluliselt häirimata ja häiritud proovialade vahel ($A=0,009$, $p=0,146$). Indikaatorliikide analüüsi tulemusena leiti, et ainult üks liik, valgetäpp-porosamblik *Cladonia phyllophora* esineb oluliselt sagedamini häirimata proovialadel võrreldes häiritud proovialadega.



Joonis 5. Proovialade trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm (teljed 2 ja 3). Proovialad on grupeeritud häiringurežiimi (▲ Nimi_1 – häiritud, △ Nimi_2 – häirimata) alusel.

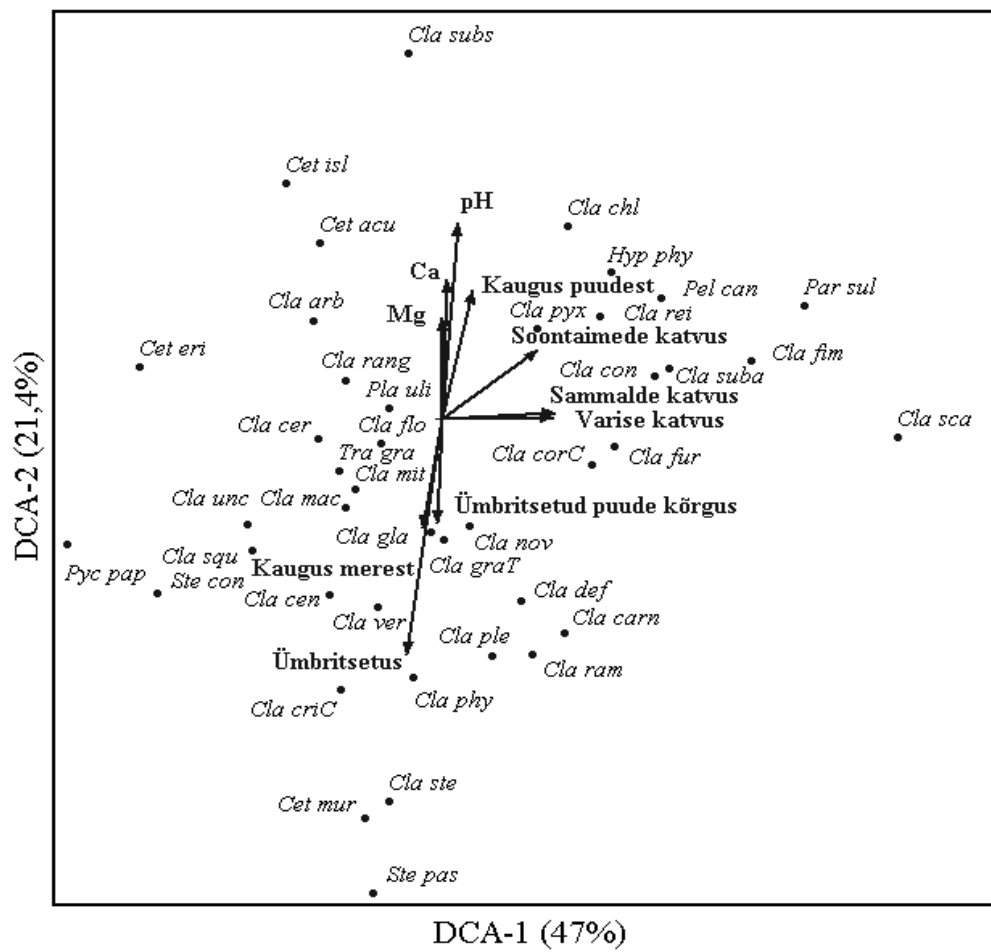
Keskkonnatunnustest on trendivaba vastavusanalüüsi esimene ordinatsioonitelg kõige tugevamalt positiivselt korreleeritud prooviala taimkatte (soontaimede ja ka sammaltaimede) ja sellest tuleneva varise katvusega (Tabel 1, Joonis 6). Teine ordinatsioonitelg kirjeldab ala avatuse, kauguse merest ja puudest ning mulla pH alusel geograafilist paiknemist. Teise teljega on positiivselt seotud mulla pH, Ca ning Mg sisaldus mullas, ja ala kaugus puudest, negatiivselt aga ala ümbritsetus, kaugus merest ja ümbritsetud puude kõrgus (Tabel 1). Piki teise telje gradienti võib eristada rohkem mereäärseid, avatumaid, kõrgema pH-ga ja suurema Ca ning Mg sisaldusega rannikuluiteid ja merest kaugemal asuvaid puudega ümbritsetud liivikuid (Joonis 6). Ordinatsioonidiagrammil (Joonis 6) võib näha, et kare porosamblik *Cladonia scabriuscula*, vigel-porosamblik *C. subulata* ja harkjas porosamblik *C. furcata* paiknevad sagedamini suurema taimkatte katvusega aladel, kitsas käosamblik *Cetraria ericetorum*, harilik nisasamblik *Pycnothelia papillaria* ja pisi-tinasamblik *Stereocaulon condensatum* aga väiksema

taimkatte katvusega aladel. Loo-porosamblik *Cladonia subrangiformis* esineb sagedamini kõrgema pH-ga ehk aluselisematel muldadel avatumates kooslustes, rohkem metsasematele aladele on iseloomulikud nõmm-tinasamblik *Stereocaulon paschale*, põõsasjas käosamblik *Cetraria muricata* ja alpi põdrasamblik *Cladonia stellaris*.

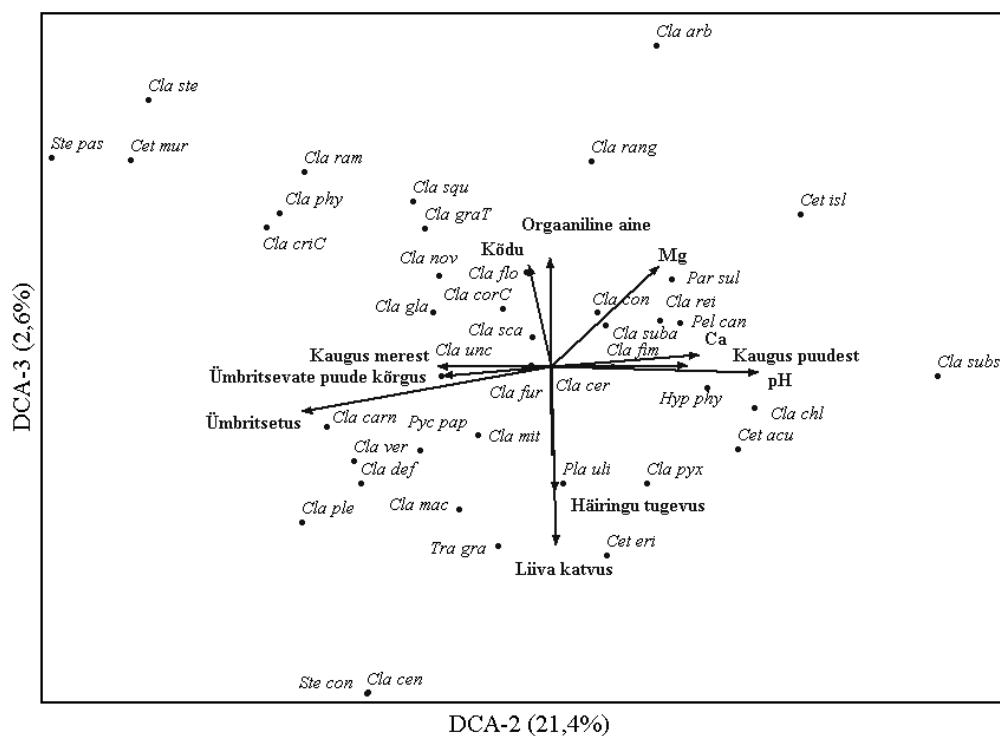
Kolmas telg kirjeldab ala häiritust: häiringu tugevus ja vaba liiva katvus on kolmanda teljega negatiivselt korreleeritud, kõdukihi olemasolu ning orgaanilise aine sisaldus mullas aga positiivselt (Tabel 1, Joonis 7). Ordinatsioonidiagrammi (Joonis 7) järgi võib liike lehter-porosamblik *Cladonia cenotea*, pisi-tinasamblik *Stereocaulon condensatum* ja tera-varisesamblik *Trapeliopsis granulosa* leida sagedamini suurema häiringuga aladel. Häirimata aladel esinevad sagedamini aga põdrasamblikud mets-põdrasamblik *Cladonia arbuscula* ja harilik põdrasamblik *C. rangiferina*.

Tabel 1. Ordinatsioonitelgede ja keskkonnatunnuste vahelisi seoseid kirjeldavad Pearsoni korrelatsioonikordajad (r) ja nende ruudud (r^2).

Keskkonnatunnus	r			r^2		
	1. telg	2. telg	3. telg	1. telg	2. telg	3. telg
Kaugus merest	-0,21	-0,51	-0,01	0,04	0,26	0,00
Kaugus puudest	0,26	0,55	0,04	0,07	0,31	0,00
Ümbritsetus	-0,29	-0,75	-0,32	0,08	0,56	0,10
Ümbritsetud puude kõrgus	-0,10	-0,50	-0,15	0,01	0,25	0,02
Häiringu tugevus	-0,26	0,09	-0,53	0,07	0,01	0,28
Soontaimede katvus	0,46	0,40	0,34	0,21	0,16	0,12
Varise katvus	0,50	0,05	0,12	0,25	0,00	0,02
Kõdu	-0,00	-0,23	0,48	0,00	0,05	0,23
Sammalde katvus	0,50	0,12	0,11	0,25	0,01	0,01
Liiva katvus	-0,32	0,10	-0,64	0,10	0,01	0,40
pH	0,19	0,68	-0,12	0,04	0,47	0,01
N	-0,30	0,04	0,44	0,09	0,00	0,10
Ca	0,11	0,58	0,16	0,01	0,33	0,03
Mg	0,03	0,49	0,48	0,00	0,24	0,23
Orgaaniline aine	-0,26	-0,05	0,50	0,07	0,00	0,25



Joonis 6. Keskkonnaparametrite ja samblikuliikide trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm (teljed 1 ja 2). Keskkonnaparametrite selgitused on esitatud lisas 2, liikide lühendite selgitused lisas 3.



Joonis 7. Keskkonnaparametrite ja samblikuliikide trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonidiagramm (teljed 2 ja 3). Keskkonnaparametrite selgitused on esitatud lisas 2, liikide lühendite selgitused lisas 3.

3.2.2. Osaline trendivaba kanooniline vastavusanalüüs (pDCCA)

Kuna proovialade liigiline koosseis erines oluliselt geograafiliste piirkondade vahel, siis kasutati samblikuliikide ja keskkonnaparametrite vaheliste seoste täpsemaks analüüsimiseks osalist trendivaba kanoonilist vastavusanalüüsi (pDCCA), kus ala geograafilisi koordinaate (idapikkus ja põhjalaius) kasutati kovariaablina geograafilise aspekti eemaldamiseks. Uuriti, kuidas mõjutavad maapinnal kasvavate samblike liigilist koosseisu ala ümbristsetus puudega, häiringu tugevus, vaba liiva katvus, mulla pH, mulla Ca sisaldus, soontaimede katvus, varise katvus, sammaltaimede katvus ja kõdukihi olemasolu. Osalise trendivaba kanoonilise vastavusanalüüsi tulemusena saadud ordinatsioonitelgede omaväärtused olid esimese ja teise telje jaoks vastavalt 0,43 ja 0,21. Kolmanda ja neljanda ordinatsioonitelje omaväärtused olid madalamad ning neid interpretatsiooni ei kaasatud. Monte Carlo permutatsioonitest näitas, et seosed samblikuliikide ja ordinatsioonitelgede vahel olid olulised ($p=0,002$).

Enim mõjutas proovialade samblike liigilist koosseisu ala ümbritsetus puudega, mis oli tugevalt negatiivselt korreleerunud teise ordinatsiooniteljega (Tabel 2, Joonis 8). Teise ordinatsiooniteljega oli peale ümbritsetuse veel negatiivselt korreleerunud kõdukiht, positiivselt aga mulla Ca sisaldus, pH ja vaba liiva katvus (Tabel 2, Joonis 8). Esimese ordinatsiooniteljega oli positiivselt seotud varise katvus, soontaimede katvus ja sammalde katvus. Häiringu tugevus ja N sisaldus mullas olid esimese teljega negatiivselt korreleerunud (Tabel 2, Joonis 8). Vaba liiva katvus ja ala ümbritsetus puudega olid nõrgalt negatiivselt seotud ka esimese ordinatsiooniteljega. Mulla Ca sisaldus ja pH olid nõrgalt positiivselt seotud ka esimese teljega. Soontaimede katvus oli nõrgalt positiivselt seotud lisaks ka teise teljega. Sammalde katvus oli nõrgalt negatiivselt seotud ka teise teljega (Tabel 2, Joonis 8).

Tabel 2. Osalise trendivaba kanoonilise vastavusanalüüsi ordinatsioonitelgede ja keskkonnatunnuste vahelist seost kirjeldavad kanoonilised koefitsiendid, nende t-väärtused ning lineaarsed korrelatsioonikordajad.

Keskkonnatunnus	Kanooniline koefitsient		Kanoonilise koefitsiendi t-väärtus		Lineaarne korrelatsiooni-kordaja	
	1. telg	2. telg	1. telg	2. telg	1. telg	2. telg
Ümbritsetus	-0,34	-0,39	-2,49	-4,11	-0,34	-0,76
Häiringu tugevus	0,28	-0,09	1,32	-0,64	-0,31	0,08
Soontaimede katvus	0,79	0,06	3,67	0,40	0,50	0,28
Varise katvus	0,17	-0,05	1,22	-0,53	0,60	-0,19
Kõdu	0,11	-0,17	0,50	-1,08	0,01	-0,40
Sammalde katvus	0,37	0,09	2,89	1,08	0,40	-0,28
Liiva katvus	0,08	0,25	0,35	1,56	-0,26	0,30
pH	-0,58	0,19	-2,38	1,12	0,22	0,52
N	-0,69	0,30	-3,36	2,07	-0,32	0,07
Ca	0,24	-0,13	1,07	-0,85	0,11	0,44

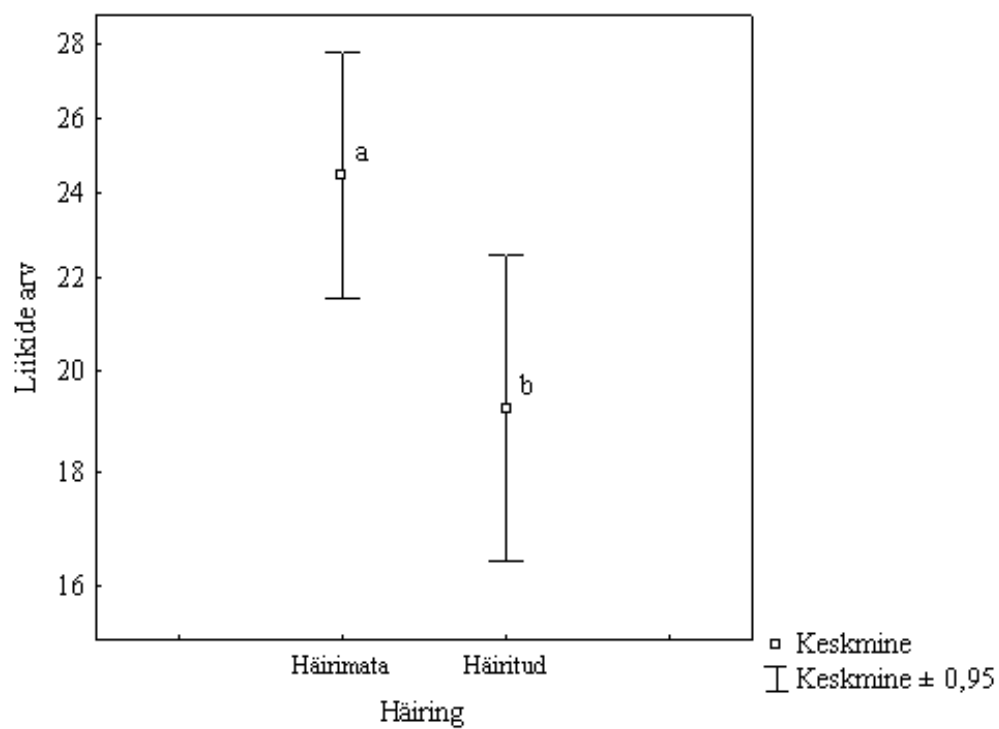
3.3. Samblike liigirikkus ja seda mõjutavad tegurid

Toetudes proovialade üldise regressioonimudeli tulemustele ($R^2_{adj}=0,65$; $F=5,51$; $p=0,002$) võib öelda, et liigirikkus häirimata ja häiritud alade vahel erines oluliselt. Liikide arv häirimata aladel oli oluliselt kõrgem kui häiritud aladel (Tabel 3, Joonis 9). Häirimata proovialadelt leiti keskmiselt 24 liiki, häiritud proovialadelt keskmiselt 19 liiki (Tabel 3, Joonis 9).

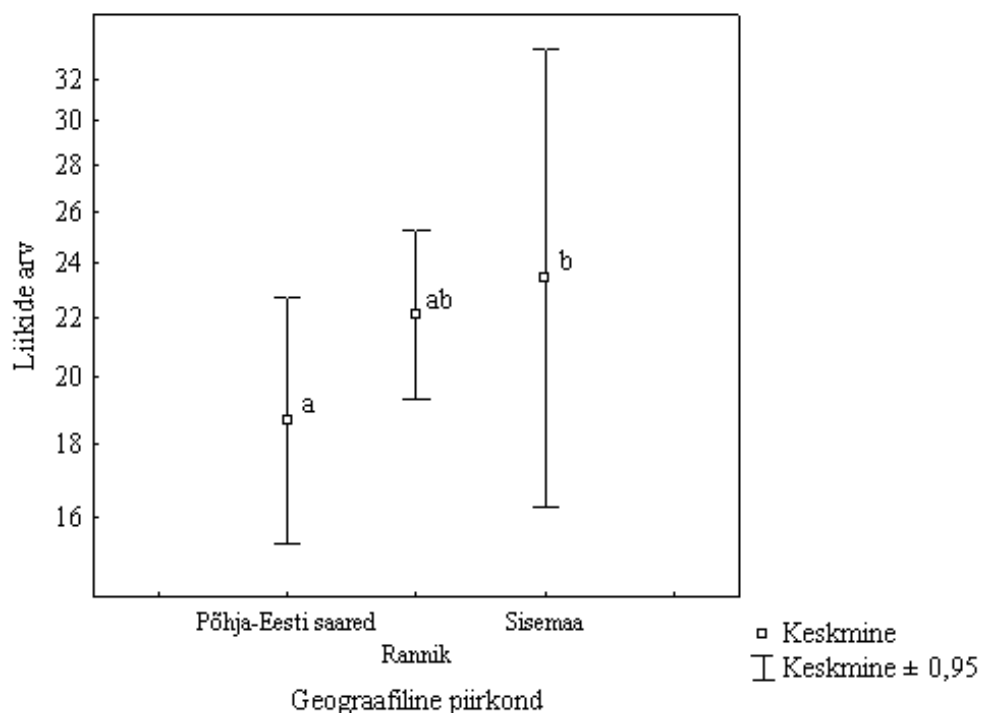
Liigirikkus proovialadel erines oluliselt ka järgmiste geograafiliste piirkondade vahel: sisemaaluidelt ehk liivikutelt leiti keskmiselt 23 liiki prooviaala kohta, Põhja-Eesti väikesaartelt aga 19 liiki (Tabel 3, Joonis 10). Rannikuluidete liigirikkus kahe eelneva geograafilise asukoha liigirikkusest oluliselt ei erinenud, sealt registreeriti keskmiselt 22 liiki (Tabel 3, Joonis 10).

Tabel 3. Samblike liigirikkust mõjutavad keskkonnaparametrid üldises regressioonimudelis. Lühendite selgitused: df – vabadusastmete arv; F – F-statistik; p – olulisuse tõenäosus; a, ab, b – homogeensed rühmad Fisher'i LSD testi järgi ($p \leq 0,05$).

Faktor	df	F	p	Keskväärtus	Tõusunurk
Vabaliige	1;10	105,29	<0,001		2,45
Geograafiline asend	2;10	6,32	0,011		0,13
Liivik				23,4 ^b	
Rannikuluide				22,1 ^{ab}	
P-E väikesaar				18,6 ^a	
Häiring	1;10	15,37	0,001		-0,43
Häirimata ala				24,4 ^a	
Häiritud ala				19,2 ^b	
Maapinna kahjustus	1;10	9,84	0,007		-0,59
Soontaimede katvus	1;10	7,55	0,016		-0,01
Varise katvus	1;10	6,25	0,025		-0,04
Sammalde katvus	1;10	5,02	0,042		-0,03
Liiva katvus	1;10	6,80	0,021		-0,04
Sammalde katvus * Häiring	1;10	12,05	0,004		
Liiva katvus * Häiring	1;10	14,63	0,002		

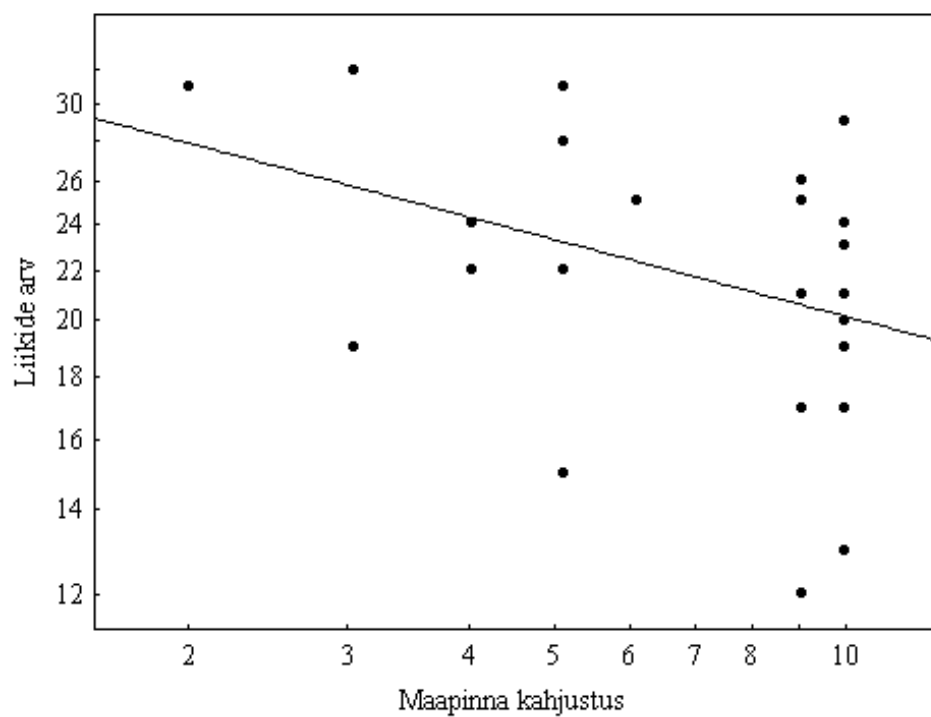


Joonis 9. Liikide arvu sõltuvus häiringurežiimist üldise regressioonimudeli põhjal. Lühendite selgitus: a, b – homogeensed rühmad Fisher'i LSD testi järgi ($p \leq 0,05$) (Tabel 3).

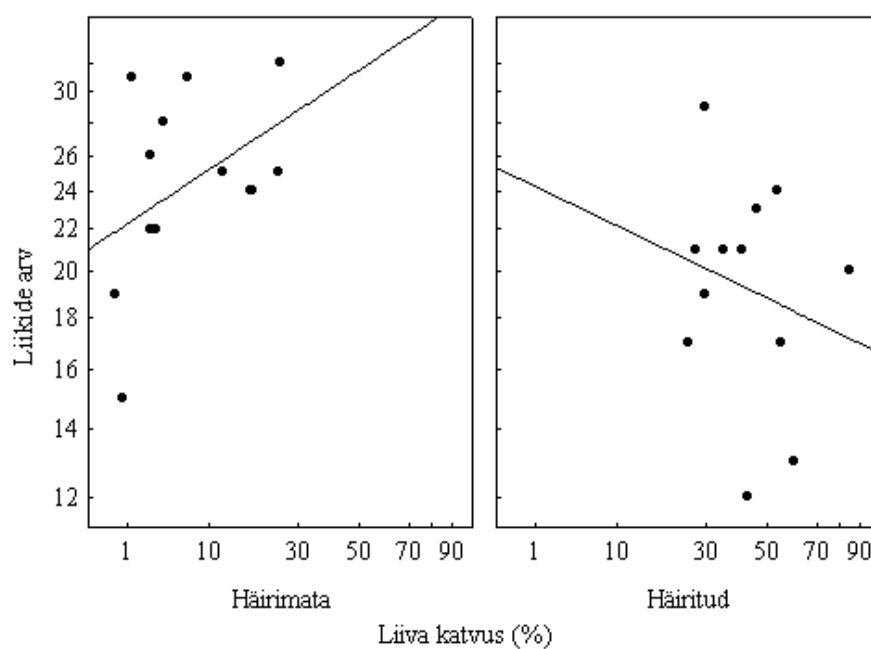


Joonis 10. Liikide arvu sõltuvus prooviaala geograafilisest piirkonnast: Põhja-Eesti väikesaared (N=4), sisemaa (N=6) ja rannik (N=15) üldise regressioonimudeli põhjal. Lühendite selgitus: a, ab, b – homogeensed rühmad Fisher'i LSD testi järgi ($p \leq 0,05$) (Tabel 3).

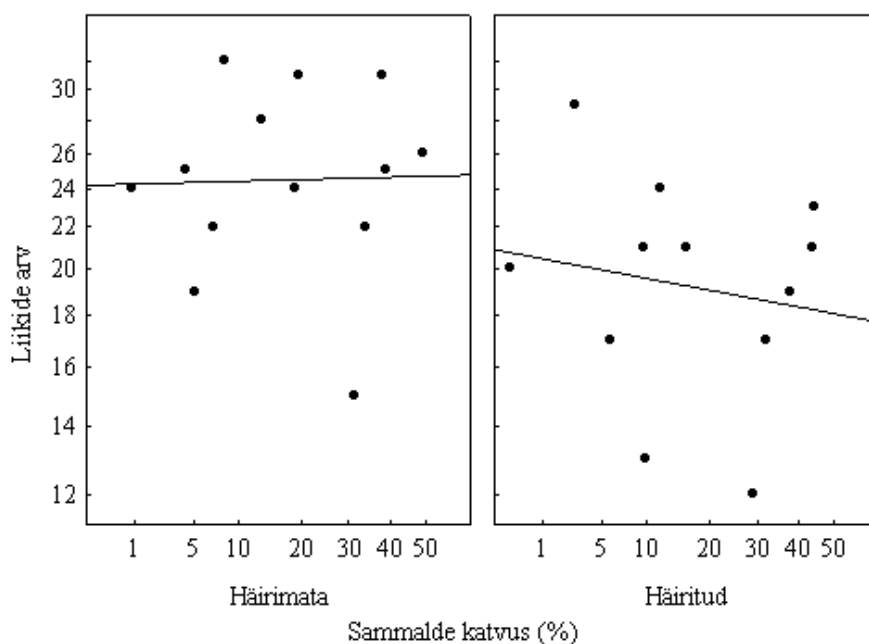
Üldise regressioonimudeli tulemuste põhjal samblike liigirikkus väheneb maapinna kahjustuse suurenedes (Tabel 3, Joonis 11). Samblike liigirikkusele mõjusid negatiivselt ka soontaimede, varise, sammaltaimede ja vaba liiva katvuse suurenemine (Tabel 3). Samas aga selgus, et häiritud ja häirimata aladel mõjutab liiva ja sammalde katvus samblike liigirikkust erinevalt (Tabel 3). Leiti, et vaba liiva katvuse tõusuga liigirikkus häirimata aladel suurenes, samas häiritud aladel liigirikkus vaba liiva katvuse suurenedes langes (Joonis 12). Sammalde katvuse seos liigirikkusega on ilmekam häiritud aladel: samblike liigirikkus väheneb sammalde katvuse suurenedes (Joonis 13).



Joonis 11. Liikide arvu sõltuvus maapinna kahjustusest (Tabel 3).



Joonis 12. Liikide arvu sõltuvus vaba liiva katvusest (%) häirimata (N=13) ja häiritud (N=12) proovialadel (Tabel 3).



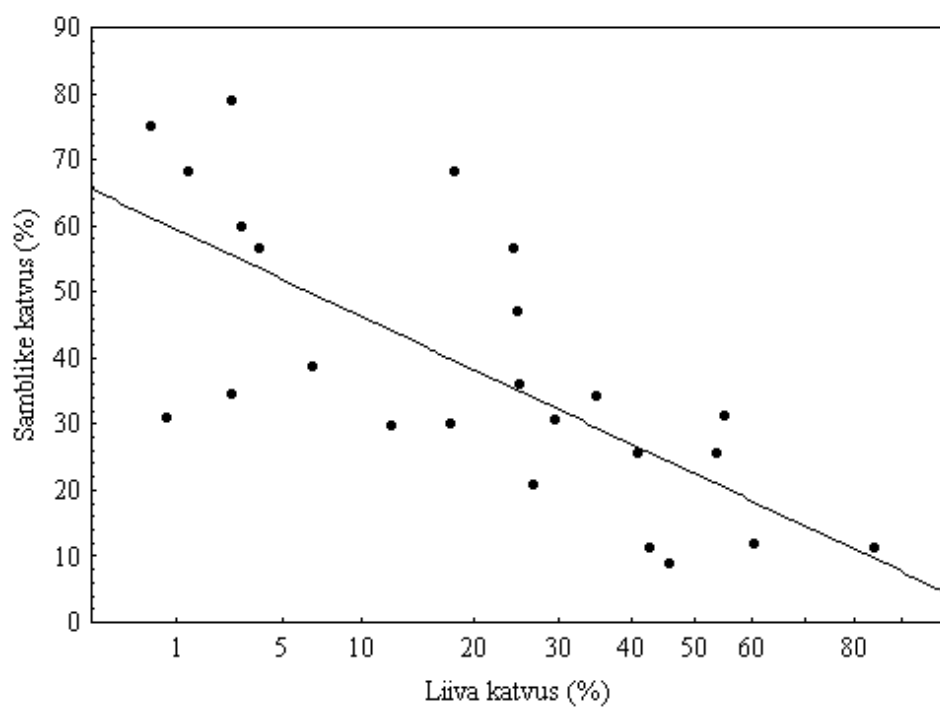
Joonis 13. Liikide arvu sõltuvus sammalde katvusest (%) häirimata (N=13) ja häiritud (N=12) proovialadel (Tabel 3).

3.4. Samblike katvus ja seda mõjutavad tegurid

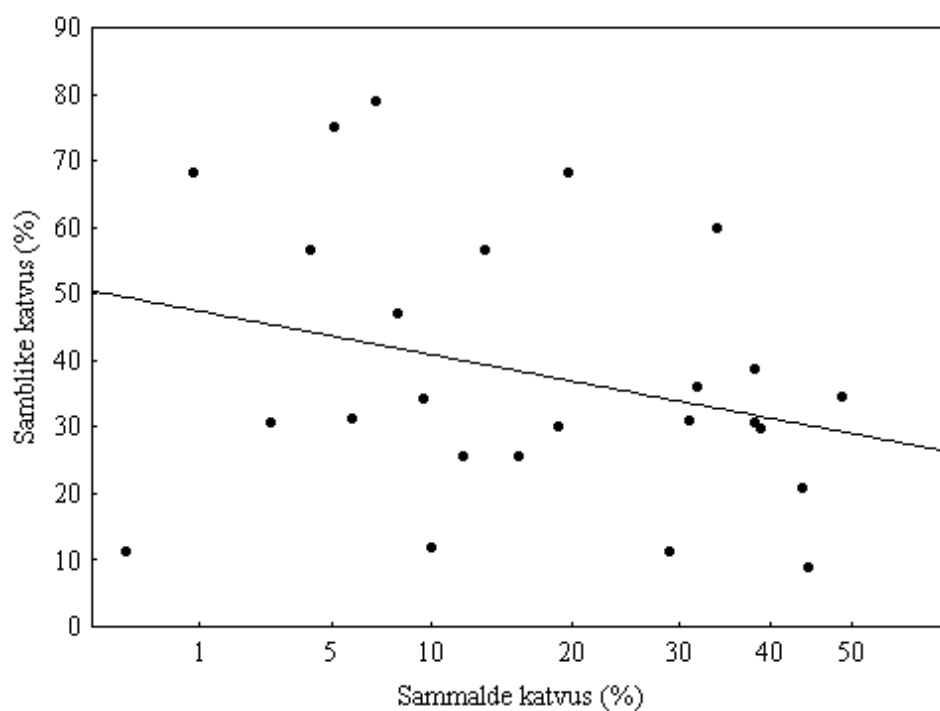
Üldise regressioonimudeli tulemuste ($R^2_{adj}=0,77$; $F=40,62$; $p<0,001$) põhjal sõltus samblike katvus luite- ja liivikualadel vaba liiva katvusest ja sammaltaimede katvusest (Tabel 4). Samblike katvus proovialal oli seda väiksem, mida suurem oli vaba liiva katvus (Tabel 4, Joonis 14). Sama kehtis ka sammalde katvuse kohta (Tabel 4, Joonis 15).

Tabel 4. Samblike katvust mõjutavad keskkonnaparameetrid üldises regressiooni-mudelis. Lühendite selgitused: df – vabadusastmete arv; F – F-statistik; p – olulisuse tõenäosus.

Faktor	df	F	p	Tõusunurk
Vabaliige	1;22	183,01	<0,001	94,78
Sammalde katvus	1;22	27,61	<0,001	-5,69
Liiva katvus	1;22	72,73	<0,001	-7,41



Joonis 14. Samblike katvuse (%) sõltuvus vaba liiva katvusest (%) (Tabel 4).



Joonis 15. Samblike katvuse (%) sõltuvus sammalde katvusest (%) (Tabel 4).

4. Arutelu

Käesolevas magistritöös leiti erinevus maapinnasamblike liigilises koosseisus ja liigirikkuses Eesti erinevate geograafiliste piirkondade vahel. Liigirikkus erines oluliselt ka häirimata ja häiritud luite- ja liivikualadel. Lihhenobiota koosseisu mõjutasid sarnaselt mitmete teiste uurijate tööde tulemustele (Eldridge & Tozer 1997; Jun & Rozé 2005; Paal et al. 2008; Holt et al. 2009; Ketner-Oostra et al. 2012) mulla omadused, taimkatte parameetrid ja ala avatus.

Avatud luidete ja liivikute stressirikastes elupaikades, kus soontaimede konkurentsivõime on piiratud ja leidub vaba kasvupinda, on taimkatte oluliseks ning tihti domineerivaks osaks epigeiidsed samblikud (Ketner-Oostra & Sykora 2000; Riksen et al. 2006; Paal 2007; Paal et al. 2008; Houston 2008; Ketner-Oostra et al. 2012). Antud uurimistöös leiti 25 proovialalt kokku 67 mullal, samblal või taimejäänustel kasvavat samblikutaksonit, mis kõigist samadel substraatidel kasvavatest liikidest Eestis moodustab ligikaudu 32 protsenti (Leppik 2013). Omapärase ja suhteliselt liigirikka samblikubioota moodustavad eelkõige perekonda porosamblik *Cladonia* kuuluvad liigid, vähem leidub liike perekondadest käosamblik *Cetraria*, tinasamblik *Stereocaulon* ja kilpsamblik *Peltigera*. Maapinnal, taimejäänustel ja samblal kasvab ka pisisamblikke, näiteks mustjas puidusamblik *Placynthiella uliginosa*, kes on üks esimesi liiva kinnistajaid luidetel ja liivikutel (Ketner-Oostra et al. 2006). Avatud luided ja liivikud on elupaigaks ka mitmetele haruldastele ja ohustatud liikidele ning kahele kaitsealusele samblikule. Käesolevas töös registreeriti maapinnalt ka liigid harilik hallsamblik *Hypogymnia physodes* ja vagu-lapiksamblik *Parmelia sulcata*, mis tavaliselt kasvavad elusatel puudel. Varem on sellist nähtust Eestis kirjeldatud ka Lahemaa Rahvuspargi (Jüriado & Suija 2008) ja Ruhnu saare liivaluidetel (Randlane 1993), kus lisaks lehtsamblikele kasvavad maapinnal ka põõsasja kasvuvormiga epifüüdid. Maapinnal kasvavate epifüütide näol on tegemist väga reostustundliku kooslusega, mille leviala Euroopa luidetel ja liivikutel on oluliselt vähenenud (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004). Hollandis läbi viidud uurimuses leiti, et epifüütsed samblikud kasvavad maapinnal sagedamini sammaltaimedel, aga ka kaltsiumirikkamal liival (Ketner-Oostra & Sykora 2000). Samasugune tendents ilmnes ka antud töös: harilik hallsamblik *Hypogymnia physodes* ja vagu-lapiksamblik *Parmelia sulcata* esinesid sagedamini soontaimede, sammaltaimede ja varise suurema katvusega aladel, kus mulla pH ja Ca sisaldus olid võrreles teiste proovialadega kõrgemad.

Maapinnasamblike kooslused luidetel ja liivikutel erinesid oluliselt oma koosseisu poolest Eesti erinevates geograafilistes piirkondades: sisemaal, rannikul ja Põhja-Eesti väikesaartel. Sisemaal paiknevad luited ehk liivikud esinevad peamiselt männikutes, kus mulla pH ja Ca sisaldus on madalad. Käesolevas uurimuses leiti sarnaselt Ketner-Oostra & Sykora (2000, 2004) töödele, et mereäärsetel kõrgema pH-ga luidetel esinevad sagedamini neutraalsemat substraati eelistavad liigid leht-porosamblik *Cladonia foliacea* ja loo-porosamblik *C. subrangiformis*, mida liivikutelt ei registreeritud. Samas kui liivikutelt leiti rohkem atsidofiilsemaid ja orgaanilise aine rikkamaid substraate eelistavaid liike nõmm-tinasamblik *Stereocaulon paschale*, alpi põdrasamblik *Cladonia stellaris* ja pruunikasmust porosamblik *C. merochlorophaea* (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004; Ketner-Oostra et al. 2006). Sarnaselt sellele osutusid antud töös sisemaaluidete indikaatorliikideks happelembesed ja organofiilsed liigid sale porosamblik *Cladonia gracilis* subsp. *gracilis* ja määrdunud porosamblik *C. novochlorophaea* (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004; Ketner-Oostra et al. 2006). Ka Paal et al. (2008) tõdes, et võrreldes liivikute taimekooslusi rannikuluidete kooslustega võib näha selget eripära.

Prooviaala avatus ehk ümbritsetus metsaga mõjutab ordinatsioonitulemuste põhjal oluliselt lihenobioota koosseisu luidetel ja liivikutel. Ümbritsetusega on seotud ka ala ümbritsevate puude kõrgus ja ala kaugus merest. Avatus mõjutab sambliku-koosluseid mitmel viisil: ümbritsev mets kaitseb luiteid ja liivikuid tuuleerosiooni eest (Paal et al. 2008) ning muudab valgus- ja niiskustingimusi alal (Lichter 1998; Holt et al. 2009). Ühtlasi võivad metsadest pärit liigid tasapisi asustada luidete ja liivikute äärealasid, samas lisandub lähedal asuvatest metsadest luitestikele varist (Paal et al. 2008). Täiendav varis soodustab kõduhorisondi түseduse kasvu, sellega muutub mulla pH happelisemaks ning väheneb Ca sisaldus mullas (Lichter 1998; Paal et al. 2008). Taimkatte oluline mõju samblikubioota koosseisule on selgunud mitmete uurijate töödest (näiteks Eldridge & Tozer 1997; Holt et al. 2009; Ketner-Oostra et al. 2012). Taimkatte olulise mõju põhjusteks on konkurents ja kasvukohatingimuste kujundamine: soontaimed konkureerivad samblikega, mõjutades valguse, varise, vaba kasvupinna, niiskuse ja toitainete hulka (Veer & Kooijman 1997; Ketner-Oostra & Sykora 2004; Ketner-Oostra et al. 2006, 2012).

Antud töös leiti, et samblike liigirikkus vähenes soontaimede ja sammalde katvuse suurenedes. Lisaks mõjus sammalde katvuse suurenemine negatiivselt samblike

katvusele. Selle põhjusena on sarnaste tulemustega uurimistöodes (Veer & Kooijman 1997; Ketner-Oostra & Sykora 2004; Ketner-Oostra et al. 2006) välja toodud samblike pikaealisusest ja aeglasest kasvust tingitud madal konkurentsivõime võitluses kasvukoha pärast. Soontaimed ja sammaltaimed tõrjuvad väiksemad samblikud kooslusest välja: lisaks vaba kasvupinna kiiremale hõivamisele vähendab tihedam soontaimede ja sammalde kasv maapinnale jõudva valguse hulka. Ketner-Oostra et al. (2006) töid välja, et eelnimetatud faktorite kõrval võib samblike liigirikkuse vähenemise põhjuseks olla niiskustingimuste muutus maapinnal. Tihedama taimestikuga alade püsivamalt niiskem mikrokliima on soodne küll soontaimedele ja sammaldele, kuid viimaste kõrgem katvus piirab samblike kasvu. Mitmetes samblikukoosluse suktsessiooni käsitlevates töodes on esile toodud, et soontaimede katvuse suurenedes luidete ja liivikute arengu käigus muutuvad tingimused väiksemate liikide jaoks ebasoodsaks ning liigirikkus langeb. Koosluses saavutavad seejuures ülekaalu varjutaluvamad ja konkurentsivõimelisemad põdrasamblikud (nt alpi põdrasamblik *Cladonia stellaris*) (Ketner-Oostra & Sykora 2000, 2004; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012). Siiski sammalde katvuse seos liigirikkusega oli antud töö põhjal häiritud ja häirimata aladel erinev. Häirimata aladel sammalde katvuse suurenemisel samblike liigirikkusele selget efekti ei olnud ja sellest võib järeldada, et tõenäoliselt sammaldel luidete ekstreemsetes keskkonnatingimustes tegelik konkurentsieelis puudub või soodustab sammalde esinemine (vähemalt suktsessiooni varasemas faasis) samblike kasvu (Ketner-Oostra et al. 2012). Samas võib häiritud aladel sammalde katvuse suurenemise ning samblike liigirikkuse vähenemise taga olla sammalde väiksem tundlikkus häiringute suhtes (Zedda et al. 2010).

Soontaimede suurenenud katvusega kaasneb varise koguse ja katvuse suurenemine maapinnal (Veer & Kooijman 1997; Ketner-Oostra et al. 2006; Paal et al. 2008). Magistritöös leiti, et samblike liikide arvu luidetel ja liivikutel vähendab ka varise katvuse suurenemine. Seda tulemust toetab ka Itaalias läbi viidud uurimus (Zedda et al. 2010), millest selgus, et samblike liigirikkus on varise katvusega negatiivses seoses. Paks lehe- või okkavarise kiht, mis laguneb kuivades tingimustes aeglaselt ja alandab mulla pH-d, loob paljudele samblikele kasvuks ebasoodsad tingimused. Samas aga tõuseb selle tulemusena mulla toitainete sisaldus, mis soodustab soontaimede kasvu ja muudab tingimused samblikele veelgi halvemaks (Veer & Kooijman 1997; Zedda et al. 2010).

Käesolevas uurimuses leiti, et samblike liigirikkus erinevate häiringutegurite mõjul tekkinud kahjustuste suurenedes maapinnal väheneb ja tuvastati, et häirimata aladel on suurem liigirikkus kui häiritud proovialadel. Paljud autorid on rõhutanud samblike tundlikkust mehhaaniliste häiringute suhtes (Andersen 1995; Isermann & Krisch 1995; Arnesen 1999; Zedda et al. 2010). Neis töödes on näidatud, et nii tallamise, sõitmise kui ka muude häiringute mõjul samblikutallused purunevad ning liikide arv ja katvus koosluses selle tulemusena vähenevad või kaovad samblikud kooslusest täiesti. Negatiivne mõju on kõige suurem suvisel sademetevaesel ajal, mil avatud luite- ja liivikualasid kasutatakse aktiivselt rekreatsiooniks ning samblikud on läbi kuivanud ja seetõttu väga haprad (Isermann & Krisch 1995; Arnesen 1999; Grunewald 2006; Ketner-Oostra et al. 2010; Zedda et al. 2010). Ka samblike katvus sõltus antud töö põhjal oluliselt vaba liiva katvusest: mida suurem on vaba liiva katvus luite- ja liivikualal, seda väiksem on samblike katvus koosluses. Vaba ehk taimestumata liiv tekib nii looduslike kui inimtekkeliste häiringute tagajärjel, kuigi luidetel ja liivikutel võib esineda ka looduslikult väikeseid taimkatteta laiike (Lemauiel et al. 2003; Ketner-Oostra et al. 2012). Selline tulemus on ootuspärane ja kooskõlas eelmainitud samblike haavatavusega.

Antud magistritöös selgus, et erineva häiringurežiimiga luite- ja liivikualadel on vaba liiva katvuse suurenemise mõju liigirikkusele erisuunaline. Häirimata aladel vaba liiva katvuse tõusuga samblike liigirikkus suurenes, häiritud aladel aga liikide arv vaba liiva katvuse suurenedes langes. Mitmetes uurimistöödes on täheldatud mõõdukate häiringute, näiteks vähese antropogeense tallamise ja metsloomade tegutsemise positiivset mõju luidete ja liivikute üldisele liigirikkusele (Zeevalking & Fresco 1977; Lemauiel & Rozé 2003; Lemauiel et al. 2003; Ödman et al. 2012). Paraku käsitletakse neis töödes samblike koos soontaimede ja sammaldega (Zeevalking & Fresco 1977; Lemauiel et al. 2003) või on samblikud uurimusest üldse kõrvale jäetud (Lemauiel & Rozé 2003; Ödman et al. 2012). Zeevalking & Fresco (1977) ning Lemauiel et al. (2003) leidsid, et häiringute positiivse efekti põhjuseks on domineerivate liikide allasurumine, mis annab väiksema konkurentsivõimega liikidele võimaluse koosluses kasvada ja püsida. Paljud autorid (Ketner-Oostra & Sykora 2000; Christensen & Johnsen 2001; Riksen et al. 2006; Ketner-Oostra et al. 2010, 2012) näevad seejuures erinevaid häiringuid avatud luidete ja liivikute samblike liigirikkuse säilitamis- ja taastamismeetodina. Eelnevast tulenevalt võib öelda, et häirimata luite- ja

liivikualadel, kus samblikega konkureerivate soontaimede ja sammalde ning nendest tulenevalt ka varise katvus on suur, aitavad häiringud kaasa samblike liigirikkuse tõusule. Häiringud loovad taimestikuta liiva näol vaba kasvupinda väikestele samblikele ning vähendavad sammalde ja kõgemate taimede konkurentset mõju.

Uurides antropogeense tallamise mõju elustikule Taani rannikuluidetel leidis Andersen (1995), et samblikud on selliste mehhaaniliste häiringute suhtes samas äärmiselt tundlikud: samblikke kasvas ainult inimõjust puutumata aladel. Samasuguse järelduse võib teha Saksamaal läbi viidud töö alusel, kus tugevalt häiritud luitealadelt samblikke ei registreeritud (Isermann & Krisch 1995). Võttes arvesse ka eespool esitatud mõõduka häiringu positiivset mõju liigirikkusele, tuleb tõdeda, et piir positiivselt ja negatiivselt mõjuva häiringu vahel ei ole väga selge ning luite- ja liivikukooslustes on seda piiri kerge ületada (Grunewald 2006). Mitmetes uurimustes rõhutatakse, et häiringu mõju sõltub paljudest teguritest, eeskätt häiringu intensiivsusest (Zeevalking & Fresco 1977; Andersen 1995; Lemauiel & Rozé 2003; Lemauiel et al. 2003; Ödman et al. 2012). Mida intensiivsem, sagedasem ja ulatuslikum on häiring, seda tõsisemad on tagajärjed elustikule, sealhulgas eriti lihhenobiota: väheneb samblike liigirikkus ja katvus (Zeevalking & Fresco 1977; Andersen 1995; Lemauiel et al. 2003). See seletab antud töös leitud negatiivset seost samblike liigirikkuse ja vaba liiva katvuse vahel häiritud aladel.

Samblike liigilises koosseisus erineva häiringurežiimiga aladel aga olulist erinevust ei leitud. Trendivaba vastavusanalüüsi tulemuste alusel kirjeldavad häiringu-parameetrid võrreldes teiste faktoritega suhteliselt väikese osa varieeruvusest liigilises koosseisus ja ka osalise trendivaba kanoonilise vastavusanalüüsi põhjal mõjutasid häiringu tugevus ja vaba liiva katvus lihhenobiota koosseisu varieeruvust vähem võrreldes teiste keskkonnaparametritega. Arnesen (1999) leidis samuti, et rohkem kirjeldavad liigilise koosseisu varieerumist keskkonnatingimused, häiring seletas oluliselt väiksema osa variatsioonist koosseisus. Väikene liigilise koosseisu erinevus erinevate häiringurežiimide vahel võib olla tingitud mehhaaniliste häiringute ebaühtlasest paiknemisest luite- ja liivikumaastikel (Grunewald 2006). Tallamine ja sõitmine mootorsõidukitega põhjustavad olulisi kahjustusi elustikule ainult konkreetselt nende vahetusse mõjupiirkonda jäävatel radadel ja teedel. Lähedastel aladel võib mehhaaniliste häiringute toime olla ebaoluline (Grunewald 2006). Sellest tulenevalt võib samblike mitmekesisuse vähenemine häiringute tulemusena olla juhusliku

iseloomuga ning see seletaks, miks koosseisulist erinevust häirimata ja häiritud alade vahel ei tuvastatud (MRPP). Seega arvestades samblike suurt tundlikkust otsestele häiringutele on tähtsaks luidete ja liivikute samblikubioota rakenduslikuks kaitsemeetmeks inimeste suunamine kindlatele radadele ning hajusa tallamis- ja sõitmis-koormuse vähendamine (Kutiel et al. 1999). Kutiel et al. (1999) leidsid, et rohkesti kasutatavate selgepiiriliste radade ja teede efekt elustikule ruumis piirdub just nende kindlate kohtadega, neist väljaspool väheneb häirimise negatiivne mõju kiiresti. Samas vähekasutatavatel aladel, kus selgeid radu ei ole ja seetõttu on häiringust mõjutatud oluliselt suurem ala, on efekt kooslusele tervikuna palju tõsisem.

Kinnistunud luidete ja liivikute erilise samblikukoosluse liigirikkuse kaitsmine on eelmainitud arvestades keerukas ülesanne. Seda seetõttu, et ühest küljest on kaitsmise tingimuseks elustiku säilitamine ja hoidmine mistahes samblike liigirikkusele hävitavalt mõjuva inimtegevuse eest ning ka degradeerunud ökosüsteemide taastamine. Teisalt aga tuleb selliseid koosluseid käsitleda dünaamilisena – suktsessioonirea vaheetapina, mille säilimise eelduseks pikas plaanis on mõõdukas inim mõju või sihtotstarbeline majandamine, mis hoiab ära koosluse kinnikasvamise soontaimedega ja loob samblikele vaba kasvupinda (Ketner-Oostra & Sykora 2000; Lemauviel et al. 2003; Riksen et al. 2006; Ketner-Oostra et al. 2010). Võttes arvesse antud töös leitud samblike suurt tundlikkust häiringutele ja liigirikkuse vähenemist maapinna kahjustuste suurenemisel, aga ka üha suurenevat koormust looduskeskkonnale (Ratas et al. 2008), tuleks liigirikka samblikubioota kaitsmiseks ja säilitamiseks piirata ja suunata inimtegevust luidetel ja liivikutel (näiteks keelata teatud kohtades mootorsõidukitega sõitmine, suunata inimesed kasutama kindlaid radasid, rajada laudteid jne). Samas, et avatud luitekooslused ja nende samblikuelustik ei kaoks kinnikasvamise tõttu, tuleks aeg-ajalt teostada puittaimede väljaraiet või tekitada muul viisil väikeseskaalalisi häiringuid. Liivikute samblikubioota kõrge liigirikkuse tõttu tuleks edaspidi avatud liivikute säilitamisele ja kaitsele pöörata rohkem tähelepanu, eriti kuna neid alasid iseloomustab tõsisem kinnikasvamise oht. Selle põhjuseks on niigi suurem metsasus ning kaitstus tormituulte ja muude looduslike mõjutegurite (näiteks rannikul esineva rüsi jää) eest.

Kokkuvõte

Kinnistunud luidetel ja liivikutel kasvab omanäoline, liigirikas ning ohustatud samblikuelustik, mida lisaks looduslikele keskkonnatingimustele mõjutavad üha enam inimtekkelised häiringud. Käesoleva töö eesmärkideks oli: 1) anda ülevaade Eesti kinnistunud hallide ja ruskete luidete ning liivikute lihhenobiootast; 2) analüüsida, millised keskkonnategurid mõjutavad kinnistunud hallide ja ruskete luidete ning liivikute maapinnasamblike liigilist koosseisu, liigirikkust ja katvust; 3) võrrelda samblikukooslusi häiritud ja häirimata luidetel ja liivikutel.

Ühes liiviku- või luiteuurimispiirkonnas võeti eesmärgiks kirjeldada kahte prooviala: üks häiritud ja teine häirimata. Uuritud 25-st proovialast Eesti erinevates piirkondades olid 13 häirimata ja 12 häiritud. Igal 0,1 hektari suurusel proovialal kirjeldati üldised keskkonnaparameetrid ning nähtavad looduslikud ja inimtekkelised häiringud. Häiringuid hinnati täpsemalt kümnes proovialale juhuslikult paigutatud 20 x 20 cm prooviruutude ümber asetsevates ruutudes küljepikkusega üks meeter. 20 x 20 cm suurusel prooviruudus hinnati taimkatet iseloomustavaid parameetreid ning määrati kõik maapinnal, samblal ja taimejäänustel kasvavad samblikud. Viimaks registreeriti kindla aja jooksul proovialalt samblikuliigid, mida ruutudes ei esinenud. Igalt alalt kogutud mullaproovidest määrati pH, mineraaltoitainete (N, K, P, Ca, Mg) ja orgaanilise aine sisaldus. Andmete analüüsimisel kasutati trendivaba vastavusanalüüsi (DCA), osalist trendivaba kanoonilist vastavusanalüüsi (pDCCA), mitmese reaktsiooni permutatsiooni protseduuri (MRPP), indikaatorliikide analüüsi ja üldiseid lineaarseid mudeleid.

Uuritud kooslustel tuvastati liigirikas samblikuelustik. Kokku registreeriti 67 lihheniseerunud seeneliiki ehk samblikku. Kaitsealuseid samblikke leiti kaks (*Baeomyces carneus* ja *Stereocaulon condensatum*), haruldasi liike kümme ning Eesti punase nimestiku ohukategooriatesse kuuluvaid liike seitse.

Tööst selgus, et maapinnasamblike kooslused erinesid oluliselt oma liigilise koosseisu poolest sisemaal, rannikul ja Põhja-Eesti väikesaartel. Luidete ja liivikute maapinnasamblike koosseisu varieeruvus oli üldiselt seotud erinevustega luitestike taimkattes ning asukohast tingitud erinevustega keskkonnatingimustes. Häiringu-parameetrid kirjeldavad võrreldes teiste faktoritega suhteliselt väikese osa varieeruvusest liigilises koosseisus.

Leiti, et liigirikkus häirimata ja häiritud alade vahel erines oluliselt. Liikide arv häirimata aladel oli kõrgem kui häiritud aladel. Liigirikkus proovialadel erines oluliselt ka erinevate geograafiliste piirkondade vahel: liivikutelt leiti keskmiselt rohkem liike prooviaala kohta kui Põhja-Eesti väikesaartelt. Rannikuluidete liigirikkus kahe eelneva geograafilise asukoha liigirikkusest aga oluliselt ei erinenud.

Samblike liigirikkus vähenes maapinna kahjustuse suurenedes, st samblikud on tundlikud igasuguste mehhaaniliste häiringute suhtes. Lisaks mõjusid liigirikkusele negatiivselt soontaimede, varise, sammaltaimede ja vaba liiva katvuse suurenemine. Samas tuli välja, et vaba liiva katvuse tõusuga häirimata aladel liigirikkus suurenes. Häiritud aladel liigirikkus vaba liiva katvuse suurenedes aga langes.

Antud töö tulemuste põhjal võib järeldada, et liigirikka samblikuelustiku kaitseks ja säilitamiseks tuleb ühest küljest piirata ning suunata inimtegevust luidetel ja liivikutel. Teisalt aga tuleks kinnikasvamise vältimiseks aeg-ajalt teostada puittaimede väljaraiet või muul viisil tekitada väikeseklaalalisi häiringuid.

Environmental factors and disturbances affecting the diversity of ground-layer lichens on coastal and inland dunes of Estonia

Marja-Liisa Kämärä

Summary

In fixed coastal and inland sand dunes grows unique, species-rich and endangered lichen biota, which in addition to natural environmental conditions is increasingly affected by anthropogenic disturbances. The objectives of this study were to: 1) give an overview of the lichen biota of Estonian fixed gray and decalcified coastal dunes and inland dunes; 2) analyse, which environmental factors affect the epigeic lichen community composition, species richness and coverage in fixed gray and decalcified coastal dunes and inland dunes; 3) compare the lichen communities in undisturbed and disturbed coastal and inland dunes.

In every coastal or inland dune study site an attempt was made to choose two study plots for fieldwork: one undisturbed and the other disturbed. 25 study plots were investigated in different regions of Estonia, 13 of which were undisturbed and 12 disturbed. In each 0,1 ha study plot, general environmental variables and visible natural and anthropogenic disturbances were described. Disturbances were assessed more precisely within the quadrats of side length of one meter, which were located around ten randomly placed 20 x 20 cm sample quadrats in study plot. Within the quadrats of 20 x 20 cm, variables describing the vegetation were estimated and also all lichen species growing on soil, on epigeic bryophytes and on plant debris were identified. Finally, over a certain period of time, lichen species which did not occur in 20 x 20 cm quadrats were recorded within the 0,1 ha study plot. Soil samples collected from each 0,1 ha study plot were analyzed for the estimation of pH, mineral nutrients (N, K, P, Ca, Mg) and organic matter content. Data were analyzed using detrended correspondence analysis (DCA), partial detrended canonical correspondence analysis (pDCCA), multi response permutation procedure (MRPP), indicator species analysis and general regression models.

Species-rich lichen biota was found in studied dune communities. A total of 67 species of lichenized fungi (lichen) were recorded. Two species legally protected in

Estonia (*Baeomyces carneus* ja *Stereocaulon condensatum*), ten rare and seven threatened (Red List of Estonia) lichen species were found.

The results of the study showed that epigeic lichen communities differed significantly in terms of their species composition in inland areas, in coastal areas and on small islands of North Estonia. Variation of coastal and inland dune epigeic lichen community composition was generally associated with differences in vegetation and location dependent differences in environmental conditions. Disturbance parameters described a relatively low proportion of the variability in species composition when compared to the other factors.

It was found that the species richness between undisturbed and disturbed sites differed significantly. The number of species in undisturbed plots was higher than in disturbed plots. Species richness of the study plots also differed significantly in different geographical regions: on average more species were found in inland dunes compared to small islands of North Estonia. Species richness of coastal areas was not significantly different from the two aforementioned regions.

Lichen species richness decreased with increasing ground damage, so lichens are sensitive to all kinds of mechanical disturbances. In addition, increasing coverage of vascular plants, litter, bryophytes and bare sand had a negative impact on lichen species richness. However, it turned out that lichen species richness increased with increasing coverage of bare sand in undisturbed plots, but in disturbed plots species richness decreased with increasing coverage of bare sand.

Based on the results of this study, it can be concluded that to protect and conserve the species rich lichen biota, it is necessary to restrict and direct human activities in coastal and inland dunes. On the other hand, however, in order to prevent the overgrowth of the community it is important to occasionally remove shrubs and trees or to create small-scale ground disturbances.

Tänuavaldused

Tänan oma juhendajaid, Inga Jüriadot ja Ede Leppikut, igakülgse ning hindamatu abi ja väärtuslike nõuannete eest. Samuti tänan Ave Suijat ja Liis Marmorit, kes olid abiks mõnede liikide määramisel ning Mart Kallet, kes oli mulle seltsiks ja abiks välitöödel.

Magistritöö valmimist toetasid finantsallikad SF0180153s08 ja GLOOM7816.

Kasutatud kirjandus

Publikatsioonid

- Ahti, T., Jørgensen, M., Kristinsson, H., Moberg, R., Søbøting, U. & Thor, G. (eds.) 2007. *Nordic Lichen Flora Vol. 3: Cyanolichens*. Uddevalla.
- Ahti, T., Stenroos, S. & Moberg, R. (eds.) 2013. *Nordic Lichen Flora Vol. 5: Cladoniaceae*. Göteborg.
- Andersen, U.V. 1995. Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. *Biological Conservation* 71: 223–230.
- Antso, K., Kont, A., Palginõmm, V., Ratas, U., Rivas, R. & Tõnisson, H. 2013. Changing natural and human impacts on the development of coastal land cover in Estonia. *Journal of Coastal Research* 65: 862–867.
- Arnesen, T. 1999. Vegetation dynamics following trampling in grassland and heathland in Solendet Nature Reserve, a boreal upland area in Central Norway. *Nordic Journal of Botany* 19: 47–69.
- Arold, I. 2005. *Eesti maastikud*. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.
- Belnap, J., Phillips, S.L., Herrick, J.E. & Johansen, J.R. 2007. Wind erodibility of soils at Fort Orwin, California (Mojave Desert), USA, before and after trampling disturbance: implications for land management. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 75–84.
- Christensen, S.N. & Johnsen, I. 2001. The lichen-rich coastal heath vegetation on the isle of Anholt, Denmark – conservation and management. *Journal of Coastal Conservation* 7: 13–22.
- Culberson, C.F. 1972. Improved conditions and new data for the identification of lichen products by a standardized thin-layer chromatographic method. *Journal of Chromatography* 72: 113–125.
- Culberson, C.F. & Kristinsson, H.D. 1970. A standardized method for the identification of lichen products. *Journal of Chromatography* 46: 85–93.

- Daniels, F.J.A., Minarski, A. & Lepping, O. 2008. Dominance pattern changes of a lichen-rich *Corynephorus* grassland in the inland of the Netherlands. *Annali di Botanica* 8: 9–19.
- Doody, J.P. 2013. *Sand Dune Conservation, Management and Restoration*. Coastal Research Library 4. Springer Netherlands.
- Eldridge, D.J. & Tozer, M.E. 1997. Environmental factors relating to the distribution of terricolous bryophytes and lichens in semi-arid Eastern Australia. *The Bryologist* 100: 28–39.
- Euroopa Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku taime- ja loomastiku kaitse kohta.
- Forey, E., Chapelet, B., Vitasse, Y., Tilquin, M., Touzard, B. & Michalet, R. 2008. The relative importance of disturbance and environmental stress at local and regional scales in French coastal sand dunes. *Journal of Vegetation Science* 19: 493–502.
- Gallet, S. & Rozé, F. 2001. Resistance of Atlantic heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type, season and weather conditions. *Biological Conservation* 97: 189–198.
- Grunewald, R. 2006. Assessment of damages from recreational activities on coastal dunes of the Southern Baltic Sea. *Journal of Coastal Research* 22: 1145–1157.
- Hesp, P., Schmutz, P., Martinez, M.L., Driskell, L., Orgera, R., Renken, K., Rodriguez Revelo, N.A. & Orocio, O.A.J. 2010. The effect on coastal vegetation of trampling on a parabolic dune. *Aeolian Research* 2: 105–111.
- Holt, E.A., McCune, B. & Neitlich, P. 2009. Macrolichen communities in relation to soils and vegetation in the Noatak National Preserve, Alaska. *Botany* 87: 241–252.
- Houston, J. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 2130 *Fixed coastal dunes with herbaceous vegetation ('grey dunes'). European Commission.
- Hylgaard, T. & Liddle, M.J. 1981. The effect of human trampling on a sand dune ecosystem dominated by *Empetrum nigrum*. *Journal of Applied Ecology* 18: 559–569.

- Isermann, M. & Krisch, H. 1995. Dunes in contradiction with different interests. An example: The camping-ground Prerow (Darß/Baltic Sea). In: Salman, A.H.P.M., Behrends, H. & Bonazountas, M. (eds.) *Coastal Management and Habitat Conservation*, pp. 439–449. EUCC, Leiden, Netherlands.
- Jun, R. & Rozé, F. 2005. Monitoring bryophytes and lichens dynamics in sand dunes: example on the French Atlantic coast. In: Herrier, J.-L., Mees, J., Salman, A., Seys, J., van Nieuwenhuysse, H. & Dobbelaere, I. (eds.) *Dunes and Estuaries 2005 – International Conference on Nature Restoration Practices in European Coastal Habitats*, pp. 291–313. VLIZ Special Publication, Koksijde, Belgium.
- Ketner-Oostra, R., Aptroot, A., Jungerius, P.D. & Sykora, K.V. 2012. Vegetation succession and habitat restoration in Dutch lichen-rich inland drift sands. *Tuexenia* 32: 245–268.
- Ketner-Oostra, R., Sparrius, L.B. & Sykora, K.V. 2010. Development of lichen-rich communities. In: Fanta, J. & Siepel, H. (eds.) *Inland drift sand landscapes*, pp. 237–254. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Ketner-Oostra, R. & Sykora, K.V. 2000. Vegetation succession and lichen diversity on dry coastal calcium-poor dunes and the impact of management experiments. *Journal of Coastal Conservation* 6: 191–206.
- Ketner-Oostra, R. & Sykora, K.V. 2004. Decline of lichen-diversity in calcium-poor coastal dune vegetation since the 1970s, related to grass and moss encroachment. *Phytocoenologia* 34: 521–549.
- Ketner-Oostra, R., van der Peijl, M.J. & Sykora, K.V. 2006. Restoration of lichen diversity in grass-dominated vegetation of coastal dunes after wildfire. *Journal of Vegetation Science* 17: 147–156.
- Kindermann, G. & Gormally, M.J. 2010. Vehicle damage caused by recreational use of coastal dune systems in a Special Area of Conservation (SAC) on the west coast of Ireland. *Journal of Coastal Conservation* 14: 173–188.
- Kotelko, R. & Piercey-Normore, M.D. 2010. *Cladonia pyxidata* and *C. pocillum*; genetic evidence to regard them as conspecific. *Mycologia* 102: 534–45.

- Kutiel, P., Zhevelev, H. & Harrison, R. 1999. The effect of recreational impacts on soil and vegetation of stabilised coastal dunes in the Sharon Park, Israel. *Ocean & Coastal Management* 42: 1041–1060.
- Laasimer, L. 1965. *Eesti NSV taimekate*. Valgus, Tallinn.
- Lemauviel, S., Gallet, S. & Rozé, F. 2003. Sustainable management of fixed dunes: example of a pilot site in Brittany (France). *Comptes Rendus Biologies* 326: 183–191.
- Lemauviel, S. & Rozé, F. 2003. Response of three plant communities to trampling in a sand dune system in Brittany (France). *Environmental Management* 31: 227–235.
- Leppik, E. 2013. Diversity of lichens in semi-natural habitats of Estonia. PhD thesis, University of Tartu.
- Leppik, E., Jüriado, I., Suija, A. & Liira, J. 2013. The conservation of ground layer lichen communities in alvar grasslands and the relevance of substitution habitats. *Biodiversity and Conservation* 22: 591–614.
- Lichter, J. 1998. Primary succession and forest development on coastal Lake Michigan sand dunes. *Ecological Monographs* 68: 487–510.
- Liddle, M.J. & Grieg-Smith, P. 1975a. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. I. Soils. *Journal of Applied Ecology* 12: 893–908.
- Liddle, M.J. & Grieg-Smith, P. 1975b. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *Journal of Applied Ecology* 12: 909–930.
- Lucrezi, S., Saayman, M. & Merwe, P. 2014. Influence of infrastructure development on the vegetation community structure of coastal dunes: Jeffreys Bay, South Africa. *Journal of Coastal Conservation*.
- MapInfo Corporation 2009. *MapInfo Professional*®, Version 10.0.1. MapInfo Corporation, Troy, New York.
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.

- Microsoft Corporation 2007. *Microsoft Office Excel*. Redmond, WA.
- Ödman, A.M., Schnoor, T.K., Ripa, J. & Olsson, P.A. 2012. Soil disturbance as a restoration measure in xeric sand calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 21: 1921–1935.
- Paal, J. 1999. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Tartu.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn.
- Paal, J., Kurg, K. & Paal, T. 2008. Verhulitsa-Lutepää piirkonna liivikute taimkattest. *Metsanduslikud Uurimused* 49: 81–99.
- Pae, T., Roose, A. & Aasa, A. 2010. Alutaguse kriivad: kas tuulest tehtud? *Eesti Loodus* 4: 20–23.
- Peyrat, J. 2011. Landscape and vegetation of southern Baltic dune systems: diversity, landuse changes and threats. PhD thesis, University of Kiel.
- Randlane, T. 1993. *Ruhnu saare samblikud*. Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat, 73. köide. Tallinn.
- Randlane, T., Jüriado, I., Suija, A., Lõhmus, P. & Leppik, E. 2008. Lichens in the new Red List of Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica* 44: 113–120.
- Randlane, T. & Saag, A. (eds.) 1999. Second checklist of lichenized, lichenicolous and allied fungi of Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica* 35: 1–132.
- Randlane, T. & Saag, A. (koost.) 2004. Eesti pisisamblikud. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.
- Ratas, U. & Ravis, R. 2003. Coastal dune landscape of Estonia. *Forestry Studies* 39: 9–19.
- Ratas, U., Ravis, R. & Käärt, K. 2008. Changes of coastal dune landscapes in Estonia. *Forestry Studies* 49: 59–70.
- Ratas, U., Ravis, R., Truus, L., Vilumaa, K., Multer, L. & Anderson A. 2011. The aeolian coastal ecosystems of Estonia and their changes. *Journal of Coastal Research* 64: 430–434.
- Raukas, A. & Teedumäe, A. (eds.) 1997. *Geology and mineral resources of Estonia*. Estonian Academy Publishers.

- Remke, E. 2009. Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands. PhD thesis, Radboud University Nijmegen.
- Riksen, M., Ketner-Oostra, R., van Turnhout, C., Nijssen, M., Goossens, D., Jungerius, P.D. & Spaan, W. 2006. Will we lose the last active drift sands of Western Europe? The origin and development of the inland drift-sand ecotype in the Netherlands. *Landscape Ecology* 21: 431–447.
- Smith, C.W., Aptroot, A., Coppins, B.J., Fletcher, A., Gilbert, O.L., James P.W. & Wolseley, P.A. (eds.) 2009. *The Lichens of Great Britain and Ireland*. British Lichen Society.
- Sparrius, L.B. 2011. Inland dunes in the Netherlands: soil, vegetation, nitrogen deposition and invasive species. PhD Thesis, University of Amsterdam.
- Suija, A., Czarnota, P., Himmelbrant, D., Kowalewska, A., Kukwa, M., Kuznetsova, E., Leppik, E., Motiejūnaite, J., Piterāns, A., Schiefelbein, U., Skazina, M., Sohrabi, M., Stepanchikova, I. & Veres, K. 2010. The lichen biota of three nature reserves in island Saaremaa, Estonia. *Folia Cryptogamica Estonica* 47: 85–96.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY.
- Thomson, J.W. 1984. *American Arctic Lichens. 1. The Macrolichens*. Columbia University Press.
- Trass, H. & Randlane, T. (koost.) 1994. Eesti suursamblikud. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.
- Väisänen, M., Martz, F., Kaarlejärvi, E., Julkunen-Tiitto, R. & Stark, S. 2013. Phenolic responses of mountain crowberry (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) to global climate change are compound specific and depend on grazing by reindeer (*Rangifer tarandus*). *Journal of Chemical Ecology* 39: 1390–1399.
- Veer, M.A.C. & Kooijman, A.M. 1997. Effects of grass-encroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grasslands. *Plant and Soil* 192: 119–128.
- Zedda, L., Cogoni, A., Flore, F. & Brundu, G. 2010. Impacts of alien plants and man-made disturbance on soil-growing bryophyte and lichen diversity in coastal areas of Sardinia (Italy). *Plant Biosystems* 144: 547–562.

Zeevalking, H.J. & Fresco, L.F.M. 1977. Rabbit grazing and species diversity in a dune area. *Vegetatio* 35: 193–196.

Käsikirjad

Jüriado, I. & Suija, A. 2008. *Lahemaa samblike inventuur*. Lõpparuanne. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, Botaanika osakond, Botaanika ja Mükoloogia Muuseum. Käsikiri TÜ Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi Botaanika osakonnas.

Marmor, L. & Leppik, E. 2012a. *Kaitsealused samblikud Pihla-Kaibaldi looduskaitsealal*. Aruanne. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, Tartu. Käsikiri TÜ Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi Botaanika osakonnas.

Marmor, L. & Leppik, E. 2012b. *Kaitsealused samblikud Tahkuna looduskaitsealal*. Aruanne. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, Tartu. Käsikiri TÜ Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi Botaanika osakonnas.

Truus, L. 2003. *Riikliku Keskkonnaseire taimekoosluste seire projekt*. Allprogramm 6.5 Nõmmede seire. Tallinn. Käsikiri TÜ Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi Botaanika osakonnas.

Truus, L., Kannukene, L., Nilson, E. & Portsmouth, A. 2002. *Riikliku Keskkonnaseire taimekoosluste seire projekt*. Allprogramm 6.5 Nõmmede seire. Tallinn. Käsikiri TÜ Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi Botaanika osakonnas.

Truus, L., Tobias, M. & Nilson, E. 1998. *Liikide ja koosluste seire allprogramm „Kukemarjanõmmed“*. Lepingulise töö aruanne. Tallinn. Käsikiri TÜ Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi Botaanika osakonnas.

Internetiallikad

eElurikkus. Eesti elurikkus ehk bioloogiline mitmekesisus. [elurikkus.ut.ee].
05.05.2014.

eSamba. Tartu Ülikooli (TU) Eesti samblike andmebaas. [www.esais.ut.ee].
10.04.2013.

Maa-amet. Maa-ameti geoportaali avalik kaardiserver: maainfo (põhikaart, ortofotod) ja mullakaart. [geoportaal.maaamet.ee]. 14.05.2013.

PlutoF. Elurikkuse andmebaaside platvorm. [elurikkus.ut.ee]. 15.04.2013.

Randlane, T., Saag, A. & Suija, A. 2013. Lichenized, lichenicolous and allied fungi of Estonia. Last update: December 31, 2013.

[<http://esamba.bo.bg.ut.ee/checklist/est/home.php>]. 05.05.2014.

Riigi Teataja I, 44, 313 2004. I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu. [<https://www.riigiteataja.ee/akt/760301?leiaKehtiv>]. 15.04.2014.

Riigi Teataja I, 69, 1134 2004. III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. [<https://www.riigiteataja.ee/akt/760308?leiaKehtiv>]. 15.04.2014.

StatSoft, Inc. 2013. *Electronic Statistics Textbook*. Tulsa, OK: StatSoft. [<http://www.statsoft.com/textbook>]. 20.03.2014.

LISAD

Lisa 1. Proovialade asukohad.

Lisa 2. Andmeanalüüsidest kasutatud keskkonnatunnused.

Lisa 3. Samblikutaksonite nimekiri.

Lisa 4. Häirimata prooviala (a) ja häiritud prooviala (b).

Lisa 1. Proovialade asukohad. Lühendite selgitused: Nr – prooviala number, Põ – Põlvamaa, Id – Ida-Virumaa, Pär – Pärnumaa, Sa – Saaremaa, Lää – Läänemaa, Hi – Hiiumaa, Har – Harjumaa, MKA – maastikukaitseala, LKA – looduskaitseala, RP – rahvuspark, Nimi_1 – häiritud ala, Nimi_2 – häirimata ala.

Nr	Nimi	Koordinaadid	
1	Tinaliiva_1, Põ, Mustoja MKA	N57°54'37.152"	E27°39'18.828"
2	Tinaliiva_2, Põ, Mustoja MKA	N57°54'40.248"	E27°39'24.876"
3	Vasknarva_1, Id	N58°59'45.096"	E27°43'4.296"
4	Vasknarva_2, Id, Smolnitsa MKA	N59°0'31.32"	E27°36'35.208"
5	Rannametsa_1, Pär, Luitemaa LKA	N58°8'33.324"	E24°30'35.46"
6	Rannametsa_2, Pär, Luitemaa LKA	N58°8'25.692"	E24°30'31.68"
7	Kiipsaare_1, Sa, Vilsandi RP	N58°29'42.288"	E21°50'35.628"
8	Kiipsaare_2, Sa, Vilsandi RP	N58°29'17.376"	E21°50'44.304"
9	Odalätsi_1, Sa, Odalätsi MKA	N58°23'9.636"	E22°6'37.98"
10	Odalätsi_2, Sa, Odalätsi MKA	N58°23'23.1"	E22°6'53.172"
11	Pidula_1, Sa	N58°25'0.228"	E22°6'34.776"
12	Pidula_2, Sa	N58°25'0.3"	E22°6'28.152"
13	Keibu_1, Lää, Nõva MKA	N59°13'9.3"	E23°35'41.341"
14	Keibu_2, Lää, Nõva MKA	N59°14'11.868"	E23°43'50.628"
15	Tahkuna_1, Hi, Tahkuna LKA	N59°4'51.899"	E22°36'56.041"
16	Tahkuna_2, Hi, Tahkuna LKA	N59°4'49.8"	E22°36'53.28"
17	Luidja_1, Hi, Luidja MKA	N58°56'29.821"	E22°24'32.4"
18	Luidja_2, Hi, Luidja MKA	N58°56'25.08"	E22°24'23.699"
19	Tõnupsi_1, Hi, Kõpu LKA	N58°56'6.839"	E22°14'4.981"
20	Tõnupsi_2, Hi, Kõpu LKA	N58°56'16.141"	E22°14'48.181"
21	Mohni_1, Har, Lahemaa RP	N59°40'50.639"	E25°47'55.561"

Lisa 1 jätkub.

Nr	Nimi	Koordinaadid	
22	Mohni_2, Ha, Lahemaa RP	N59°40'43.079"	E25°47'53.88"
23	Prangli_1, Ha, Prangli hoiuala	N59°38'24.9"	E24°59'21.541"
24	Prangli_2, Ha, Prangli hoiuala	N59°38'32.579"	E24°58'47.759"
25	Tõrvanina_2, Hi, Taresta MKA	N59°1'45.059"	E22°41'43.26"

Lisa 2. Andmeanalüüsid kasutatud keskkonnatunnused.

Tunnus	Kirjeldus
<hr/>	
Prooviala tase	
Häiringurežiim	1 – häiritud, 2 – häirimata
Geograafiline piirkond	1 – Põhja-Eesti väikesaared, 2 – rannikuluided, 3 – sisemaaluided ehk liivikud
Geograafilised koordinaadid	Prooviala keskpunkti idapikkus ja põhjalaius
Kaugus merest	Prooviala kaugus merest meetrites
Puude katvus	Puude, järelkasvu (põõsaste) katvus proovialal
Puude keskmine kõrgus	Puude, järelkasvu (põõsaste) keskmine kõrgus proovialal sentimeetrites
Kaugus puudest	Prooviala keskpunkti lühim kaugus metsast meetrites
Ümbritsetus	Mitmest küljest mets prooviala ümbritseb
Ümbritsevate puude keskmine kõrgus	Prooviala ümbritsevate puude keskmine kõrgus meetrites
Mulla pH, Ca, N, K, Mg, P ja orgaanilise aine sisaldus	Mulla parameetrid, proovid koguti igal proovialal viielt 20 x 20 cm prooviruudult ning segati kokku
<hr/>	
20 x 20 cm prooviruudu ümber 1 x 1 m tase	
Maapinna kahjustus	1 – esineb nähtavaid häiringute jälgi maapinnal (roopad, rajad, paljastunud liiv, jäljed, kaeved jm); 0 – maapinna kahjustusi ei esine, kümne ruudu andmed summeeriti
Tallamine	1 – tallamisjäljed olemas; 0 – tallamisjäljed puuduvad, summeeriti
Häiringu tugevus	Häiringut iseloomustav suurus, arvutati järgmiste parameetrite summana: maapinna kahjustuse olemasolu, tallamise jäljed ja katkist samblikutalluste olemasolu

Lisa 2 jätkub.

Tunnus	Kirjeldus
<hr/> 20 x 20 cm prooviruudu tase	
Soontaimede katvus	Soontaimede katvused (0-100%) keskmistati
Varise katvus	Varise katvused (0-100%) keskmistati
Kõdukiht	1 – kõdukiht on olemas; 0 – kõdukiht puudub; analüüsideks väärtused summeeriti
Sammalde katvus	Sammalde katvused (0-100%) keskmistati
Sammalde keskmine kõrgus	Sammalde keskmine kõrgus sentimeetrites, keskmistati
Liiva katvus	Liiva katvused (0-100%) keskmistati

Lisa 3. Samblikutaksonite nimekiri. Lühendite selgitused: SK – sagedusklass: rr (väga haruldane) – 1–2 leiukohta, r (haruldane) – 3–5 leiukohta, st r (üsna haruldane) – 6–10 leiukohta, st fq (üsna sage) – 11–20 leiukohta, fq (sage) – 21–50 leiukohta, fqq (väga sage) – 51 või rohkem leiukohta; PN – Eesti ohustatud liikide punane raamat: EN – ohustatud, VU – ohualdis, NT – ohulähedane; Lo/Hä – samblikutaksonite esinemiskordade arv looduslähedastes ehk häirimata ja häiritud (Lo/Hä) proovialadel; LK – riikliku kaitse all olev samblikuliik (II, III – kaitsekategooriad).

Samblikutakson	Lühend	SK	PN	Lo/Hä
<i>Bacidia bagliettoana</i> (A. Massal. & De Not.) Jatta	Bac bag	fqq		2/1
<i>Baeomyces carneus</i> Flörke LK II	Bae car	r	VU	1/1
<i>Cetraria aculeata</i> (Schreb.) Fr.	Cet acu	fqq		9/10
<i>Cetraria ericetorum</i> Opiz	Cet eri	fqq		6/5
<i>Cetraria islandica</i> (L.) Ach.	Cet isl	fqq		8/9
<i>Cetraria muricata</i> (Ach.) Eckfeldt	Cet mur	fq		3/1
<i>Cladonia arbuscula</i> (Wallr.) Flot.	Cla arb	fqq		5/4
<i>Cladonia borealis</i> S. Stenroos	Cla bor	fq	EN	1/1
<i>Cladonia cariosa</i> (Ach.) Spreng.	Cla cari	fqq		1/2
<i>Cladonia carneola</i> (Fr.) Vain.	Cla carn	st fq	EN	4/2
<i>Cladonia cenotea</i> (Ach.) Schaer.	Cla cen	fqq		6/5
<i>Cladonia cervicornis</i> (Ach.) Flot.	Cla cer	st r		5/3
<i>Cladonia chlorophaea</i> (Flörke ex Sommerf.) Spreng.	Cla chl	fqq		3/4
<i>Cladonia ciliata</i> var. <i>tenuis</i> (Flörke) Ahti	Cla cilT	fq		1/1
<i>Cladonia coccifera</i> (L.) Willd.	Cla coc	r	EN	1/1
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.	Cla con	fqq		10/10
<i>Cladonia cornuta</i> (L.) Hoffm. subsp. <i>cornuta</i>	Cla corC	fqq		12/9
<i>Cladonia cornuta</i> subsp. <i>groenlandica</i> (E.Dahl) Ahti	Cla corG			1/0
<i>Cladonia crispata</i> (Ach.) Flot. var. <i>crispata</i>	Cla criC	fqq		5/3

Lisa 3 jätkub.

Samblikutakson	Lühend	SK	PN	Lo/Hä
<i>Cladonia cyanipes</i> (Sommerf.) Nyl.	Cla cya	fq		2/0
<i>Cladonia deformis</i> (L.) Hoffm.	Cla def	fqq		8/4
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	Cla fim	fqq		9/5
<i>Cladonia floerkeana</i> (Fr.) Sommerf.	Cla flo	fqq		4/3
<i>Cladonia foliacea</i> (Huds.) Willd.	Cla fol	fq	NT	2/1
<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	Cla fur	fqq		6/4
<i>Cladonia glauca</i> Flörke	Cla gla	fqq		10/7
<i>Cladonia gracilis</i> (L.) Willd. subsp. <i>gracilis</i>	Cla graG	fq		1/1
<i>Cladonia gracilis</i> subsp. <i>turbinata</i> (Ach.) Ahti	Cla graT	fqq		13/9
<i>Cladonia grayi</i> G. Merr. ex Sandst.	Cla gray	fq		0/1
<i>Cladonia incrassata</i> Flörke	Cla inc	st fq	NT	1/0
<i>Cladonia macilenta</i> Hoffm.	Cla mac	fqq		10/6
<i>Cladonia merochlorophaea</i> Asahina	Cla mer	r		3/0
<i>Cladonia mitis</i> Sandst.	Cla mit	fqq		13/11
<i>Cladonia novochlorophaea</i> (Sipman) Brodo & Ahti	Cla nov	r		8/4
<i>Cladonia ochrochlora</i> Flörke	Cla och	fqq		1/0
<i>Cladonia phyllophora</i> Hoffm.	Cla phy	fqq		12/3
<i>Cladonia pleurota</i> (Flörke) Schaer.	Cla ple	st r		6/7
<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.	Cla pyx	fqq		10/12
<i>Cladonia ramulosa</i> (With.) J.R. Laundon	Cla ram	r		4/0
<i>Cladonia rangiferina</i> (L.) F.H. Wigg.	Cla rang	fqq		13/9
<i>Cladonia rangiformis</i> Hoffm.	Cla rans	fq		1/1
<i>Cladonia rei</i> Schaer.	Cla rei	st fq		6/6
<i>Cladonia scabriuscula</i> (Delise) Nyl.	Cla sca	st fq	VU	3/1

Lisa 3 jätkub.

Samblikutakson	Lühend	SK	PN	Lo/Hä
<i>Cladonia squamosa</i> Hoffm.	Cla squ	fqq		4/1
<i>Cladonia stellaris</i> (Opiz) Pouzar & Vězda	Cla ste	fqq		4/2
<i>Cladonia subrangiformis</i> Sandst.	Cla subs	fqq		3/2
<i>Cladonia subulata</i> (L.) F.H. Wigg.	Cla suba	fqq		11/9
<i>Cladonia sulphurina</i> (Michx.) Fr.	Cla sul	fq		2/0
<i>Cladonia symphycarpa</i> (Flörke) Fr.	Cla sym	fqq		1/1
<i>Cladonia uncialis</i> (L.) F.H. Wigg.	Cla unc	fqq		6/7
<i>Cladonia verticillata</i> (Hoffm.) Schaer.	Cla ver	fq		5/5
<i>Dibaes baeomyces</i> (L. f.) Rambold & Hertel	Dib bae	st r	NT	1/0
<i>Diploschistes muscorum</i> (Scop.) R. Sant.	Dip mus	st fq		1/0
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	Hyp phy	fqq		6/5
<i>Leptogium pulvinatum</i> (Hoffm.) Otálora	Lep pul	fq		1/0
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	Par sul	fqq		4/3
<i>Peltigera canina</i> (L.) Willd.	Pel can	fqq		5/2
<i>Peltigera didactyla</i> (With.) J.R. Laundon	Pel did	fqq		3/0
<i>Peltigera neckeri</i> Hepp ex Müll. Arg.	Pel nec	fqq		1/2
<i>Peltigera rufescens</i> (Weiss) Humb.	Pel ruf	fqq		3/0
<i>Placynthiella uliginosa</i> (Schrader) Coppins & P. James	Pla uli	fq		12/11
<i>Pycnothelia papillaria</i> (Ehrh.) Dufour	Pyc pap	st r	EN	1/3
<i>Stereocaulon alpinum</i> Laurer	Ste alp	rr		1/1
<i>Stereocaulon condensatum</i> Hoffm. LK III	Ste con	fq	VU	3/4
<i>Stereocaulon paschale</i> (L.) Hoffm.	Ste pas	fqq		3/2
<i>Stereocaulon tomentosum</i> Fr.	Ste tom	fqq		1/2
<i>Trapeliopsis granulosa</i> (Hoffm.) Lumbsch	Tra gra	fqq		12/8

Lisa 4. Häirimata prooviala (a) ja häiritud prooviala (b). Fotod: Marja-Liisa Kämärä.



Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Marja-Liisa Kämärä,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

“Liivikute ja luidete maapinnasamblike mitmekesisuse varieeruvus sõltuvalt keskkonnateguritest ja häiringutest”,

mille juhendajad on Inga Jüriado ja Ede Leppik,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. Olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 27.05.2014